

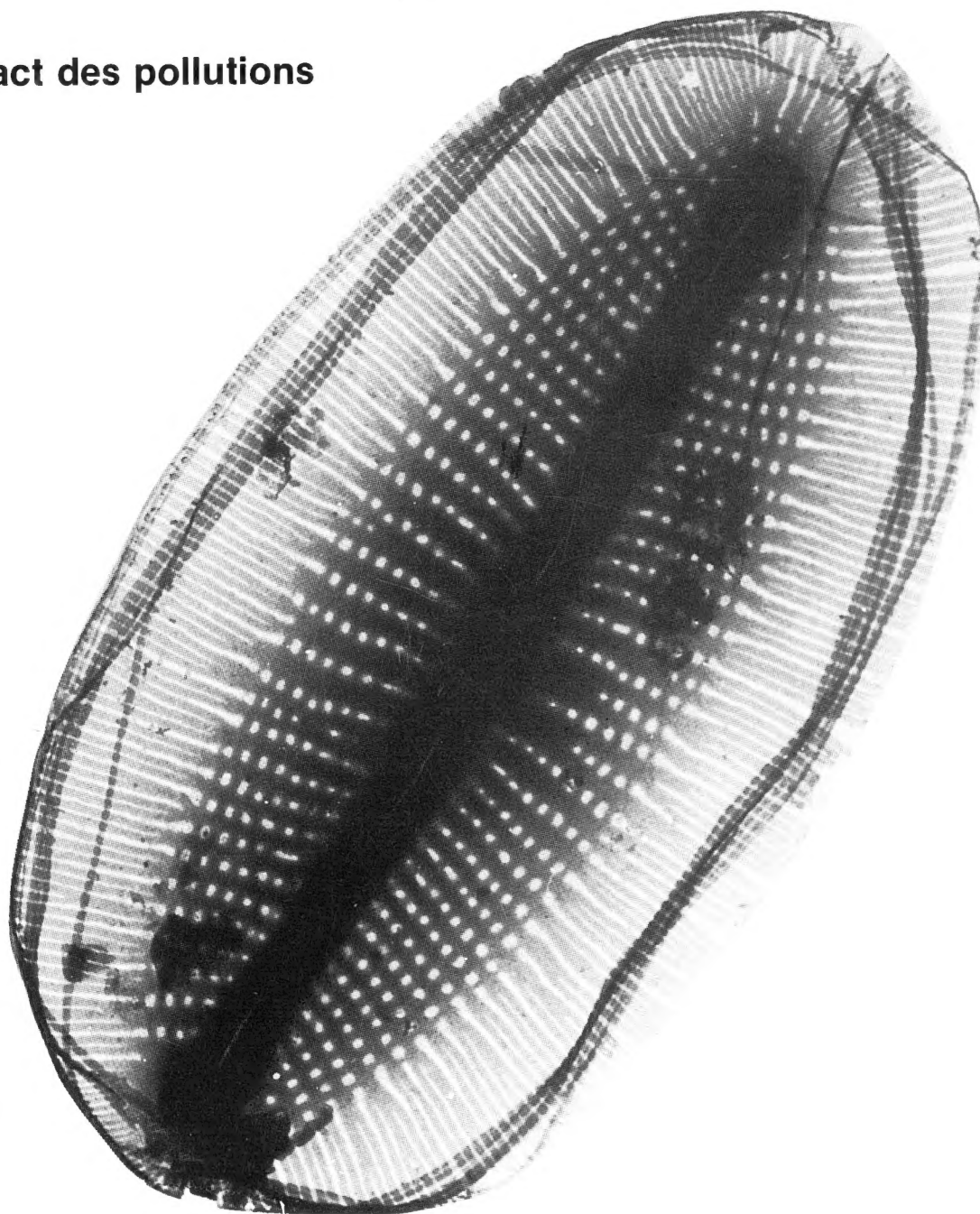
Flora  
Belge  
1951 R

Université de Liège

Station scientifique des Hautes-Fagnes  
et Département de botanique

**Etude écologique des rivières  
du nord du massif Ardennais ( Belgique ) :  
flore et végétation de diatomées  
et physico-chimie des eaux.**

**3. Impact des pollutions**



2

ALG  
997



**Citation bibliographique:**

Fabri R., 1984.- Etude écologique des rivières du nord du massif Ardennais (Belgique): flore et végétation de diatomées et physico-chimie des eaux. 3. Impact des pollutions. Robertville, Stat. scient. Hautes-Fagnes, 5 + 201 p., 4 cartes & 9 tabl. h.t.

**Citation de l'ouvrage en entier (3 volumes):**

Fabri R. & Leclercq L., 1984.- Etude écologique des rivières du nord du massif Ardennais (Belgique): flore et végétation de diatomées et physico-chimie des eaux. Robertville, Stat. scient. Hautes-Fagnes, 1: 379 p., 33 pl. h.t.; 2: 5 + 329 p., 6 fig. & 4 tabl. h.t.; 3: 5 + 201 p., 4 cartes & 9 tabl. h.t.

Adresse des auteurs: Dr. Régine Fabri  
Jardin botanique national de Belgique  
Domaine de Bouchout  
B - 1860 Meise  
Belgique

Dr. Louis Leclercq  
Facultés universitaires N.-D.-de-la-Paix  
Laboratoire de botanique  
rue de Bruxelles 61  
B-5000 Namur  
Belgique

Editeur: Station scientifique des Hautes-Fagnes  
Mont-Rigi  
B - 4898 Robertville  
Belgique

D/1984/4274/1

Illustration en couverture: Navicula saprophila Lange-Bertalot & Bonik



# Etude écologique des rivières du nord du massif Ardennais ( Belgique ) : flore et végétation de diatomées et physico-chimie des eaux.

## 3. Impact des pollutions





## Remerciements

Au terme de ce travail, je suis heureuse de pouvoir remercier le professeur R. Schumacker <sup>(1)</sup> de m'en avoir proposé le sujet et de m'avoir donné la possibilité de le réaliser dans son service et à la Station scientifique des Hautes-Fagnes <sup>(2)</sup>, en mettant à ma disposition l'équipement du laboratoire et le micro-ordinateur APPLE ///. Je le remercie tout particulièrement pour l'intérêt très vif qu'il a toujours témoigné à mes recherches, pour sa grande disponibilité et pour ses critiques très constructives.

Ce travail a été réalisé en partie dans les laboratoires du professeur J. Lambinon <sup>(3)</sup>, je le remercie pour son accueil.

Cette thèse n'aurait pu être menée à bien sans l'étroite collaboration de L. Leclercq <sup>(4)</sup>: sur le terrain comme au laboratoire, la partie pratique de nos deux travaux a été faite en commun, les nombreuses discussions que nous avons eues ensemble se sont avérées très utiles pour la synthèse finale.

Je remercie très vivement P. Compère <sup>(5)</sup> dont les compétences ont été précieuses pour les mises au point nomenclaturales et qui, sans ménager ses efforts, a contribué largement à la partie taxonomique et floristique de ce travail, en empruntant du matériel de référence au professeur R. Simonsen à Bremerhaven (R.F.A.) et en me permettant de consulter son fichier iconographique, sa bibliographie et sa liste des noms d'algues cités pour la Belgique. Il m'a également fait part de remarques très pertinentes à la lecture de mon manuscrit. C'est avec son aide, avec l'autorisation de A. Bienfait <sup>(5)</sup>, que j'ai réalisé les observations et photographies au microscope électronique à balayage.

J'ai pu travailler sur ordinateur IBM 370/158 au Service général d'informatique de l'Université de Liège <sup>(6)</sup> grâce aux crédits généraux attribués par le S.E.C.I. au Service d'écologie et de phytosociologie des Hautes-Fagnes.

Mes données ont été mises sur disque par R. Schumacker qui a guidé mes premiers pas en informatique. J.-P. Descy <sup>(3)</sup> m'a procuré une copie d'un programme d'analyse factorielle des correspondances, qui a été remanié par R. Schumacker. C. Fabri a rédigé le programme de tracé des diagrammes ioniques et M. Jansen <sup>(6)</sup> le programme de tracé des spectres auto-écologiques. J'ai souvent fait appel à la compétence de J. Dezoppy <sup>(6)</sup> et de C. Parys <sup>(6)</sup> pour la gestion des fichiers et la mise au point de certains programmes FORTRAN, et largement mis à contribution les équipes d'opérateurs <sup>(6)</sup>.

Fr. Schumacker a rédigé le programme de traitement de tableaux phytosociologiques sur micro-ordinateur APPLE /// et m'a souvent conseillée dans l'utilisation du traitement de texte.

Que tous trouvent ici l'expression de ma gratitude.

Plusieurs dessinateurs et photographes ont contribué à l'illustration de ce travail, je les en remercie:

- C. Van Dyck <sup>(4)</sup> a mis au net les dessins au trait, avec un soin et une technique remarquables; elle a aussi réalisé le montage des planches;
- Y. Lemoine a dessiné les cartes illustrant l'habitat et l'affectation du sol;
- les photos ont été imprimées par L. Verhelst <sup>(5)</sup>, M. Verhaegen <sup>(5)</sup>, S. Ross <sup>(7)</sup> et W. Strouvens <sup>(8)</sup>, ainsi que par le service photographique des Facultés universitaires N.-D. de la Paix à Namur.

Les frais d'impression ont été pris en charge par les Services des professeurs R. Schumacker <sup>(1)</sup>, pour le texte, et J.L. De Sloover <sup>(4)</sup>, pour l'iconographie. Nous leur témoignons une sincère reconnaissance.

Les nombreuses personnes qui m'ont apporté leur concours dans des domaines très divers ont droit à toute ma gratitude:

- le professeur R. Bronchart <sup>(7)</sup> m'a donné la possibilité de travailler au microscope électronique à transmission;
- E. Depierreux <sup>(9)</sup> a effectué des essais de clustering à mon intention;
- Ph. De Zuttere <sup>(2)</sup> a identifié des récoltes de bryophytes et a recherché la localisation de nombreux lieux-dits;
- S. Fontaine <sup>(2)</sup> m'a efficacement aidée pour les analyses d'eau et s'est chargé des enquêtes auprès des communes pour obtenir les chiffres de population;
- A. Gohimont m'a communiqué des données du Ministère de l'agriculture sur le cheptel bovin et sur l'utilisation d'engrais;
- A.-M. Gohimont a dactylographié une partie du texte et la bibliographie avec beaucoup de soin et de gentillesse;
- le professeur H. Lange-Bertalot <sup>(10)</sup> m'a accueillie dans son laboratoire à Frankfurt et m'a aidée dans l'identification de plusieurs espèces des genres Navicula et Nitzschia ,
- M.-J. Lejeune <sup>(2)</sup> a pris en charge la réalisation pratique d'un fichier auto-écologique;
- J. Plancke a fait preuve d'énormément de patience dans la délimitation sur carte des différentes affectations du sol et le découpage pour la mesure des surfaces par pesée;
- J. Remacle <sup>(11)</sup> et le personnel de son laboratoire m'ont enseigné les techniques de microbiologie;
- J. Schumacker m'a toujours accueillie avec une grande gentillesse et toutes les discussions que j'ai eues avec elle ont été très stimulantes.

Je dois une vive reconnaissance aux professeurs E. Petit <sup>(5)</sup> et A. Lawalrée <sup>(5)</sup> pour la confiance et la compréhension qu'ils m'ont témoignées en m'accordant de nombreuses facilités pour me permettre d'achever cette thèse.

L'Administration des Eaux & Forêts m'a délivré les permis de circulation sur les chemins d'exploitation forestière et dans la Réserve naturelle.

Enfin, je remercie de tout coeur tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'achèvement de ce travail, par leur aide et leurs encouragements, en particulier ma famille, mes amis, mes voisins, mes collègues du Jardin botanique et les membres de l'Association des diatomistes de langue française.

- (1) Service d'écologie et de phytosociologie des Hautes-Fagnes, Université de Liège.
- (2) Station scientifique des Hautes-Fagnes, Mont-Rigi, Université de Liège.
- (3) Service de botanique systématique et de phytogéographie, Université de Liège.
- (4) Laboratoire de botanique, Facultés universitaires N.-D. de la Paix, Namur.
- (5) Jardin botanique national de Belgique, Meise.
- (6) Service général d'informatique, Université de Liège.
- (7) Service de morphologie végétale, Université de Liège.
- (8) Laboratoire de paléobotanique et de palynologie, Université de Liège.
- (9) Unité de biologie quantitative, Facultés universitaires N.-D. de la Paix, Namur.
- (10) Johann Wolfgang Goethe Universität, Frankfurt (R.F.A.).
- (11) Laboratoire d'écologie microbienne, Université de Liège.

Ce texte a été dactylographié et mis en page à l'aide d'un programme de traitement de texte sur micro-ordinateur Apple //. L'original a été imprimé sur une imprimante graphique IDS PRISM 132.



## Sommaire

<b>Introduction</b>	page 7
<b>Chapitre 1</b>	
<b>Contexte mésologique</b>	9
1.1. Facteurs abiotiques	9
1.2. Végétation	9
1.3. Affectation du sol	9
1.4. Contexte anthropique: population, industries, agriculture	15
1.4.1. Bassin de la Roer	17
1.4.2. Bassin de la Vesdre	17
1.4.3. Bassin de l'Amblève	21
1.4.3.1. Bassin de l'Amblève en amont de la Warche	21
1.4.3.2. Bassin du Rechterbach et bassin de la Warche en amont de Malmédy	21
1.4.3.3. Bassins de la Warchenne, de la Warche inférieure et de l'Amblève en aval du confluent	21
1.4.3.4. Bassin de l'Eau-Rouge	23
1.4.4. Bassin de l'Our	23
1.5. Conclusions	26
<b>Chapitre 2</b>	
<b>Etude physico-chimique des eaux</b>	27
Méthodes	voir fascicule annexe
Résultats bruts	voir fascicule annexe
2.1. Distribution des valeurs des paramètres physico-chimiques	27
2.1.1. Introduction	27
2.1.2. Examen des différents paramètres	29
2.1.2. 1. Température	29
2.1.2. 2. pH	30
2.1.2. 3. Oxygène dissous	30
2.1.2. 4. Nitrates et magnésium	31
2.1.2. 5. Silice	32
2.1.2. 6. Aluminium	32
2.1.2. 7. Calcium	32



	page
2.1.2. 8. Sulfates	33
2.1.2. 9. Alcalinité	33
2.1.2.10. Chlorures, potassium, sodium et oxydabilité	34
2.1.2.11. Conductivité	35
2.1.2.12. Fer	35
2.1.2.13. Phosphates	35
2.1.2.14. Ammoniaque et nitrites	36
2.1.3. Conclusions	36
<b>2.2. Typologie des eaux</b>	43
2.2.1. Introduction	43
2.2.2. Les eaux acides: types 1, 2 et 3	43
2.2.2.1. Appartenance à des types naturels	43
2.2.2.2. Dépassements et sources de pollution	45
2.2.3. Les eaux intermédiaires: types 4, 5, 6 et 7	47
2.2.3.1. Appartenance à des types naturels	47
2.2.3.2. Dépassements et sources de pollution	48
2.2.4. Les eaux neutres: types 8, 9, 10 et 11	49
2.2.4.1. Appartenance à des types naturels	49
2.2.4.2. Dépassements et sources de pollution	53
2.2.5. Les eaux de tendance calcaire	55
2.2.6. Conclusions	55
2.2.6.1. Géologie et types naturels présumés	55
2.2.6.2. Pollutions et types apparents	57
<b>2.3. Synthèse des données physico-chimiques par l'analyse factorielle des correspondances</b>	60
2.3.1. Paramètres physico-chimiques en valeurs standardisées	60
2.3.1.1. Inertie des facteurs	60
2.3.1.2. Contributions et ordination des attributs	60
2.3.1.3. Contributions et ordination des objets	63
2.3.1.4. Conclusions	68
2.3.2. Paramètres physico-chimiques en valeurs classées	68
2.3.2.1. Transformation des valeurs absolues des paramètres physico-chimiques en classes de valeurs	68
2.3.2.2. Inertie des facteurs	69
2.3.2.3. Contributions et ordination des attributs	71
2.3.2.4. Contributions et ordination des objets	73
2.3.2.5. Conclusions	74
<b>Chapitre 3</b>	
<b>Etude microbiologique des eaux</b>	77
3.1. Méthodes	77

	page
3.1.1. Analyses bactériologiques	77
3.1.2. Estimation de la demande biologique en oxygène	77
3.2. Stations prospectées	78
3.3. Dénombrements de <u>E. coli</u> et de coliformes	78
3.3.1. Résultats	78
3.3.2. Conclusions	82
3.4. Estimation de la demande biologique en oxygène	83
3.5. Conclusions	85
 Chapitre 4	
Auto-écologie des diatomées	87
4.1. Introduction	87
4.2. pH, paramètres corrélés et teneur en sels minéraux	88
4.2.1. pH	88
4.2.2. Paramètres corrélés au pH	91
4.2.2.1. Alcalinité	91
4.2.2.2. Sulfates	91
4.2.2.3. Fer	92
4.2.2.4. Aluminium	92
4.2.2.5. Oxydabilité	92
4.2.3. Paramètres de la minéralisation	92
4.2.3.1. Salinité: système des halobies	93
4.2.3.2. Dureté totale: calcium et magnésium	95
4.2.3.3. Sodium	97
4.2.3.4. Potassium	97
4.2.3.5. Chlorures	97
4.2.3.6. Salinité: conclusions	103
4.2.3.7. Conductivité	103
4.3. Niveau trophique	104
4.3.1. Considérations générales	104
4.3.2. Nitrates	106
4.4. Pollution	110
4.4.1. Système des saprobies	110
4.4.2. Polluosensibilité et indices de qualité	111
4.4.3. Trophie et saprobie	113

	page
4.4.4. Paramètres de la pollution	113
4.4.4.1. Considérations générales	113
4.4.4.2. Phosphates	115
4.4.4.3. Nitrites et ammoniac	115
4.4.4.4. Taux de saturation en oxygène	116
4.4.5. Conclusions	121
<b>Chapitre 5</b>	
<b>Phytosociologie</b>	
<b>des assemblages de diatomées</b>	125
5.1. Introduction	125
5.2. Méthodologie	128
5.3. Description du tableau moyen	130
5.3.1. Examen global	130
5.3.2. Bloc A	131
5.3.3. Bloc B	133
5.3.4. Bloc C	135
5.3.5. Bloc D	137
5.3.6. Conclusions	140
5.4. Assemblages de diatomées des eaux acides à neutres, plus ou moins polluées	141
5.4.1. Tableau brut	141
5.4.2. Tableau reclassé	141
5.4.2.1. Bloc C/A	142
5.4.2.2. Bloc C/B1	143
5.4.2.3. Bloc C/B2	145
5.5. Assemblages de diatomées des eaux neutres polluées	146
5.5.1. Tableau brut	146
5.5.2. Tableau reclassé	147
5.5.2.1. Bloc C3/B1	147
5.5.2.2. Bloc C3/B2	148
5.6. Assemblages des diatomées des eaux neutres à faiblement alcalines polluées	149
5.6.1. Tableau brut	149
5.6.2. Tableau reclassé	150
5.6.2.1. Bloc D/B2	150
5.6.2.2. Bloc D/B3	151

	page
5.7. Assemblages de diatomées des eaux alcalines	153
5.8. Conclusions	153
 Chapitre 6	
Discussion et évaluation de la qualité des eaux	155
6.1. Notion de pollution	155
6.2. Référence à une typologie chimique	156
6.2.1. Types chimiques naturels	156
6.2.2. Types chimiques présumés et types apparents	158
6.3. Evaluation biologique de la qualité des eaux	163
6.3.1. Définition de types naturels	163
6.3.1.1. Associations de diatomées (Symoens, 1957)	163
6.3.1.2. Biotypes (Leclercq, 1976; Descy, 1979)	163
6.3.1.3. Assemblages de diatomées (Leclercq, 1984)	164
6.3.2. Reconnaissance des assemblages naturels	164
6.3.2.1. Examen d'un tableau synthétique	164
6.3.2.2. Etude des relevés des stations polluées	165
6.3.3. Bio-indicateurs de pollution	166
6.3.3.1. Groupes et sous-groupes de Coste (1974)	167
6.3.3.2. Espèces différentielles de Lange-Bertalot (1978, 1979 a et b)	167
6.3.3.3. Indice diatomique de Descy (1979)	168
6.3.3.4. Définition de groupes de sensibilité	169
6.3.3.5. Test des différentes méthodes	171
6.3.4. Conclusions	175
 Conclusions générales	179
 Bibliographie	voir fascicule annexe



## Introduction

Les travaux consacrés à l'étude de l'impact de la pollution sur les végétations de diatomées des eaux courantes sont nombreux, mais concernent, dans la plupart des cas, des fleuves ou cours d'eau relativement importants, gravement pollués, recevant les eaux résiduaires de grandes zones industrielles ou urbanisées, et coulant principalement sur substrat calcaire, comme la Meuse, la Sambre ou la Somme (Descy, 1973, 1975, 1976 b, c et d), ou encore le Main (Lange-Bertalot, 1974 et 1979a; Lange-Bertalot & Bonik, 1976; Ruppel & Lange-Bertalot, 1977), la Seine (Coste & Leynaud, 1974; Coste, 1976 et 1978), la Meurthe (Pierre, 1969) ou la Semois (Pierre, 1977; Descy, 1978).

Par contre, l'étude fondamentale de l'impact des pollutions rurales sur les végétations de diatomées de petites rivières et ruisseaux n'a jusqu'à présent guère été abordée, si ce n'est de manière très fragmentaire: citons notamment les travaux de Pierre (1970 a et b) et de Di Marzio (1976) sur les Vosges et la Lorraine (France), ceux de Klasvik (1974) et de Johansson (1979 et 1982) en Suède, ainsi que notre travail (Fabri, 1975 et 1977) sur la Warche supérieure (Belgique). De plus, ces travaux ne concernent que très peu de rivières et ruisseaux sur substrat siliceux. C'est pourquoi, nous avons entrepris l'étude écologique de la flore et de la végétation de diatomées en relation avec la physico-chimie des eaux dans les rivières du nord du massif Ardennais, en milieu rural, par référence à la typologie établie par Leclercq (1984) dans la même région.

Notre travail se situe essentiellement sur le plan fondamental, mais il a trait à un problème concret très actuel.

Nous nous sommes fixés les buts suivants:

- déceler les altérations physico-chimiques de la qualité des eaux par rapport à leurs caractéristiques naturelles intrinsèques;
- décrire les modifications que ces altérations entraînent au sein des végétations de diatomées;
- définir ou préciser les appétences auto-écologiques des taxons les plus communs dans la région;
- établir un bilan de la qualité des eaux dans le nord du massif Ardennais.

Nous avons volontairement limité notre étude à l'impact des pollutions minérales ou organiques sur la teneur des eaux en éléments majeurs (calcium, magnésium, sodium, potassium, bicarbonates, chlorures), en phosphates et en composés azotés simples (nitrates, nitrites et ammoniac), ainsi que sur leur pH et leur taux de saturation en oxygène. Nous n'avons pas envisagé les polluants toxiques (métaux lourds, phénols, détergents, etc.), même si ces problèmes se posent localement dans la région (Descy & Empain, 1978; Mouvet, 1978).

Afin d'obtenir les résultats les plus représentatifs de la situation régionale, nous avons multiplié l'échantillonnage dans le temps et dans l'espace.

En collaboration avec L. Leclercq, nous avons sélectionné quelque 120



stations, réparties dans les quatre principaux bassins versants du nord du massif Ardennais (Roer, Vesdre, Amblève et Our), en fonction de différents critères mésologiques, dont les principaux sont:

- le substrat géologique,
- la structure du réseau hydrographique,
- la localisation des villages et hameaux,
- l'accessibilité.

Ces 120 stations ont été prospectées en mars, juin et octobre 1976 afin d'obtenir une image globale des caractéristiques des eaux courantes dans la région et de localiser les principaux secteurs pollués. Nous y avons réalisé, en collaboration avec L. Leclercq, des analyses physico-chimiques des eaux et des récoltes de diatomées sur substrat naturel. Sur base de cette première série de résultats, nous avons prospecté quelques stations supplémentaires et nous avons retenu une trentaine de stations, représentatives des différents milieux naturels, polluées à des degrés divers, où les analyses et les récoltes ont été poursuivies en 1977 (avril, juillet et octobre) et en 1978 (avril, juillet, septembre et novembre), année durant laquelle nous avons aussi procédé à des comptages de germes fécaux et à une estimation de la demande biologique en oxygène.

Outre nos résultats personnels, nous avons pu disposer des observations de Leclercq (1984) sur une trentaine de stations de référence prospectées en avril, juillet et octobre 1977 et de ses données mensuelles de 1977 et 1978 sur une quinzaine de stations.

Cet échantillonnage représente au total 815 analyses portant sur 20 paramètres physico-chimiques et 815 comptages de diatomées, effectués dans 151 stations. Les stations que nous avons étudiées plus particulièrement ont été prospectées 10 fois; certaines stations ont été visitées 23 fois par Leclercq; dans les autres stations, le nombre d'observations est variable, le plus souvent égal à 3.

Les méthodes d'analyses et les résultats bruts de notre travail et de celui de Leclercq sont donnés dans un volume annexe (Fabri & Leclercq, 1984), où nous présentons également le contexte mésologique de la région étudiée, la liste commentée des taxons observés dans le nord du massif Ardennais, la synthèse floristique, l'iconographie et la bibliographie.

## Chapitre 1

### Contexte mésologique

#### 1.1. Facteurs abiotiques

Le contexte mésologique abiotique du nord du massif Ardennais est présenté en annexe à ce travail (Fabri & Leclercq, 1984: chap. 1), nous y donnons un aperçu de la situation géologique, lithologique, pédologique et climatique des bassins versants étudiés.

Rappelons seulement que cette région située dans l'est de la province de Liège (Belgique), au contact de la R.F.A. et du Grand-Duché de Luxembourg, à une altitude comprise entre 200 et 700 m, se trouve entièrement, sauf exceptions très locales, sur socle primaire, Cambro-Ordovicien et Eodévonien, dont les roches siliceuses, d'origine sédimentaire, sont extrêmement pauvres en calcium. Les sols (sols bruns acides) se répartissent en deux grandes classes suivant leur économie en eau: sols limono-caillouteux bien drainés et sols mal drainés, souvent recouverts d'une couche de tourbe plus ou moins importante.

Les rivières étudiées appartiennent au bassin de la Meuse (bassins de l'Amblève, de la Vesdre et de la Roer) et au bassin du Rhin (bassin de l'Our) (carte 1).

Le nord du massif Ardennais jouit d'un climat relativement rigoureux: température moyenne annuelle inférieure à 7° , précipitations moyennes annuelles d'environ 1400 mm. Les variations de la température de l'air et des eaux et la pluviosité de la région étudiée ont été analysées en détail par Leclercq (1984).

#### 1.2. Végétation

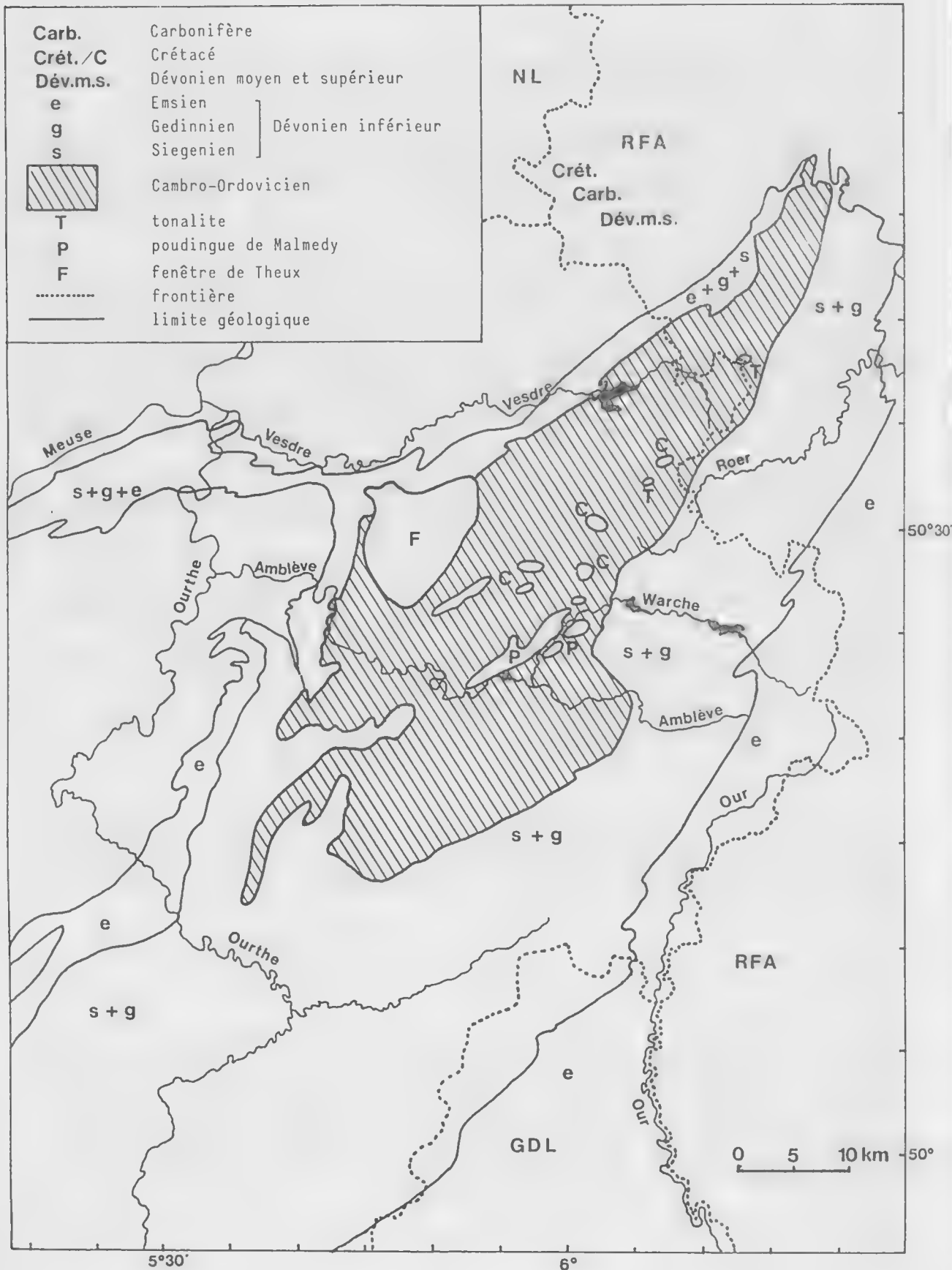
La végétation potentielle et subnaturelle, ainsi que les végétations semi-naturelles et artificielles de la région sont longuement évoquées dans l'annexe commune (Fabri & Leclercq, 1984: chap. 1.); la description de la végétation macroscopique des eaux et des berges des rivières, station par station y est également donnée en détail.

#### 1.3. Affectation du sol (tabl. 1 et 2)

Le nord du massif Ardennais est une région à vocation forestière et agricole. Le domaine forestier représente en effet plus de 46 % de la superficie totale des bassins étudiés, soit quelque 607 km<sup>2</sup>; le domaine agricole, presque exclusivement consacré à l'élevage bovin (pâtures et prairies de fauche), en occupe 43,3 % (environ 568 km<sup>2</sup>). Un peu plus de 4 % de ce territoire, soit 53 km<sup>2</sup>, sont consacrés à l'habitat (incl. petites industries) et les incultes (tourbières et landes) représentent 6,5 % (85 km<sup>2</sup>).

Carte 1

Géologie du nord du massif Ardennais



Les proportions relatives de ces différentes affectations sont très variables dans les différents bassins versants, car elles sont étroitement liées aux potentialités des sols, en relation avec le substrat géologique. Les bassins de la Roer et de la Vesdre, situés en grande partie sur Cambro-Ordovicien, sont essentiellement forestiers, tandis que les bassins de l'Amblève et de l'Our, dont respectivement une grande partie et la totalité se trouvent sur Eodévonien, sont essentiellement agricoles.

C'est dans le bassin de la Roer, en particulier dans le sous-bassin de la Schwalm, que la superficie inculte (landes et tourbières) est la plus importante (19 % de l'ensemble du bassin, 29 % du bassin de la Schwalm). La surface réservée à l'habitat y est aussi la plus faible (3,2 %).

Le bassin de la Vesdre est très hétérogène, comme les substrats géologiques qu'elle parcourt. Sur le Cambro-Ordovicien du plateau des Hautes-Fagnes, les sous-bassins de la Vesdre, du Gatzbach, de la Helle et de la Gileppe montrent, à côté des forêts, une forte proportion de landes et tourbières, très peu d'habitat et relativement peu de prairies. Le sous-bassin de la Hoëgne est aussi en majeure partie forestier, mais les prairies y occupent une superficie relativement grande sur le Salmien. A l'opposé, les sols plus riches en calcaire de la fenêtre de Theux (sous-bassins du Wayai, du Chawion, du Turon et du Targnon) sont principalement occupés par des prairies, avec un habitat plus dense.

La surface consacrée à l'habitat est très importante dans le bassin de l'Amblève (5,5 %), elle atteint une proportion maximale (10 %) dans le sous-bassin de la Warchenne. Les landes et tourbières n'y sont présentes sur des superficies importantes que sur Cambro-Ordovicien dans les sous-bassins de l'Eau-Rouge et de deux affluents de la Warche (Bayehon et Tros-Marets).

La densité de l'habitat est moins élevée dans le bassin de l'Our (3,3 %), tandis que la surface réservée aux prairies y est maximale (59,6 % de l'ensemble du bassin), spécialement dans les sous-bassins du Braunlauf et de l'Our (environ 70 %).

Plus de 4000 ha de tourbières et de landes, situés sur le plateau des Hautes-Fagnes proprement dit, dans les bassins de la Roer, de la Vesdre et de l'Amblève, jouissent actuellement du statut de réserve naturelle, ainsi que quelques ha de prairies semi-naturelles dans les vallées de la Holzwarche et de l'Olef sur le plateau d'Elsenborn - Rocherath. Un projet de réserve naturelle vise les landes et prairies semi-naturelles de la vallée de la Schwalm.

Dans l'enceinte de la Réserve naturelle où de nombreuses rivières prennent leur source, les eaux sont, en principe, protégées de toute atteinte. Néanmoins, plusieurs d'entre elles ou de leurs affluents sont polluées notamment par les sels de déneigement abondamment déversés sur les routes Eupen-Malmedy et Eupen-Monschau, ainsi que sur les routes d'exploitation forestière qui traversent la Réserve naturelle.

L'ensemble formé par la Réserve naturelle des Hautes-Fagnes et les massifs forestiers environnants, la région des lacs de la Warche et la vallée de

Tableau 1

Affectation du sol dans les principaux bassins versants  
du nord du massif Ardennais (superficies en ha)

	incultes	forêts + plantat.	prairies artific.	habitat	total
Bassin de la Roer	3208	9932	3189	542	16871
Roer	1386	3717	1739	402	7244
Schwalm	1813	3029	1206	140	6188
Olef	9	3186	244	0	3439
Bassin de la Vesdre	4194	21133	7541	1149	32016
Vesdre + Getzbach	1532	4158	373	83	6146
Helle + Gileppe	1825	7215	304	5	9349
Hoëgne	635	4113	1896	207	6851
Wayai + Winampl. + Chawion	202	4755	2480	627	8064
Turon + Targnon	0	332	1164	110	1606
Bassin de l'Amblève	712	17502	26385	2612	47211
Amblève (amont de Thioux)	77	5718	10161	855	16811
Rechterbach + Noir-Ru	73	3385	1288	120	4866
Warche (amont de Malmedy)	390	4450	9383	967	15190
Warchenne + Warche inférieure	9	1446	3328	530	5313
Eau-Rouge	163	2503	2225	140	5031
Bassin de l'Our	434	12677	21086	1160	35357
Our	434	9550	12195	642	22821
Braunlauf	0	1982	5533	314	7829
Ulf	0	1145	3358	204	4707
Total	8548	60684	56877	5346	131455

Tableau 2

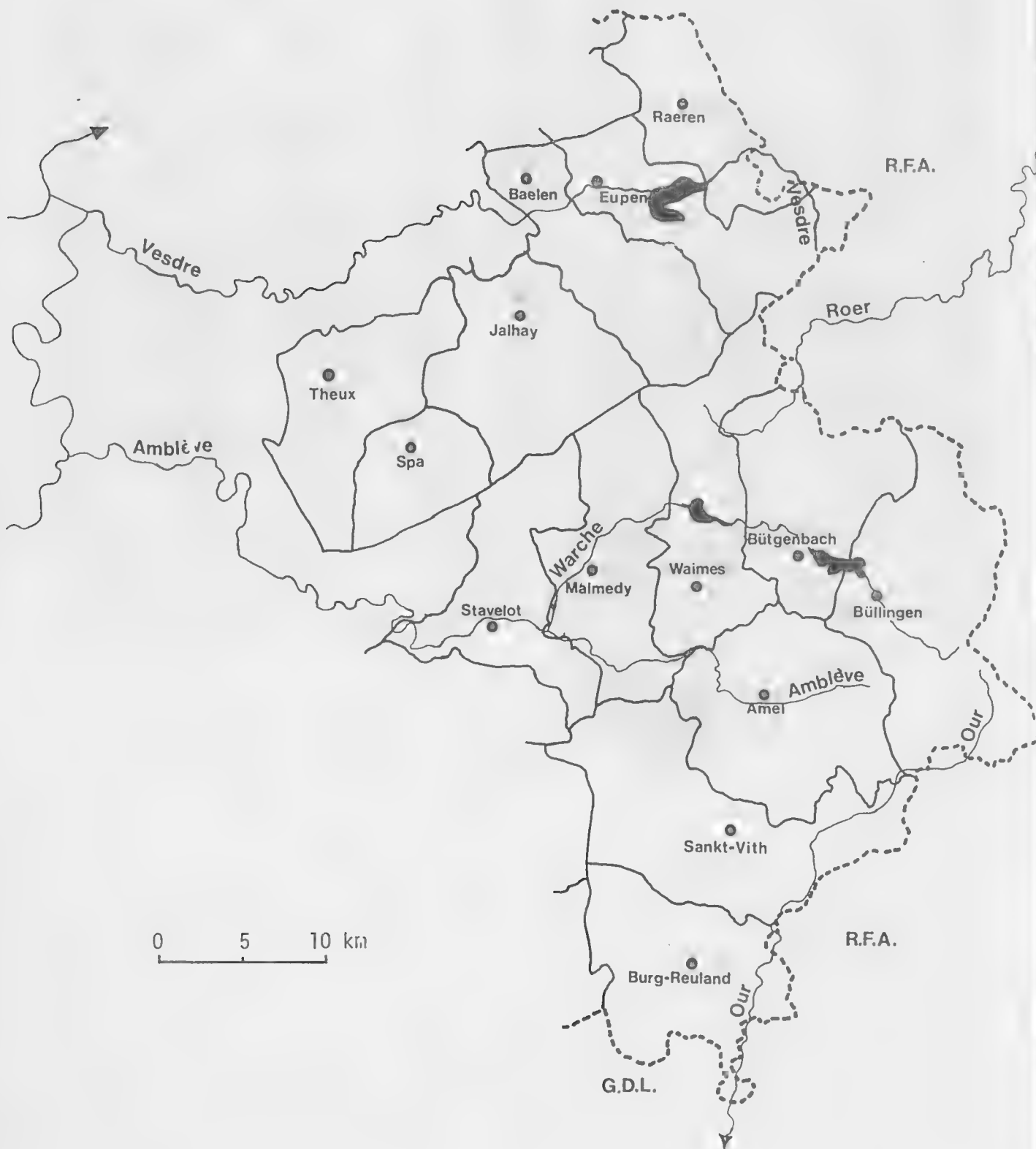
Affectation du sol dans les principaux bassins versants  
du nord du massif Ardennais (proportions en %)

	incultes	forêts + plantat.	prairies artific.	habitat	total
Bassin de la Roer	19,0	58,9	18,9	3,2	100
Roer	19,2	51,3	24,0	5,5	100
Schwalm	29,3	48,9	19,5	2,3	100
Olef	0,3	92,6	7,1	0	100
Bassin de la Vesdre	12,3	62,1	22,2	3,4	100
Vesdre + Getzbach	24,8	67,7	6,1	1,4	100
Helle + Gileppe	19,5	77,1	3,3	0,1	100
Hoëgne	9,3	60,0	27,7	3,0	100
Wayai + Winampl. + Chawion	2,5	58,9	30,8	7,8	100
Turon + Targnon	0	20,7	72,5	6,8	100
Bassin de l'Amblève	1,5	37,1	55,9	5,5	100
Amblève (amont de Thioux)	0,5	34,0	60,4	5,1	100
Rechterbach + Noir-Ru	1,5	69,5	26,5	2,5	100
Warche (amont de Malmedy)	2,6	29,3	61,7	6,4	100
Warchenne + Warche inférieure	0,2	27,2	62,6	10,0	100
Eau-Rouge	3,2	49,8	44,2	2,8	100
Bassin de l'Our	1,2	35,9	59,6	3,3	100
Our	1,9	41,8	53,5	2,8	100
Braunlauf	0	25,3	70,7	4,0	100
Ulf	0	24,3	71,4	4,3	100
Total	6,5	46,1	43,3	4,1	100



Carte 2

Communes des bassins de la Roer, de la Vesdre,  
de l'Amblève et de l'Our dans le nord du massif Ardennais



L'Our constitue le Parc naturel "Hautes-Fagnes - Eifel" qui jouxte les parcs naturels du Nordeifel et du Schneifel en R.F.A. En fonction de l'article 26 de la loi du 12.07.1973, "un parc naturel est un territoire soumis à des mesures ayant pour but de conserver le caractère, la diversité et les valeurs scientifiques de l'environnement, la flore et la faune indigènes, ainsi que la pureté de l'air et des eaux et d'assurer la conservation de la qualité des sols". En réalité, ces mesures sont purement théoriques, et le Parc naturel ne bénéficie d'aucune protection particulière, notamment en matière de qualité des eaux.

#### 1.4. Contexte anthropique: population, industries, agriculture

Administrativement, le territoire étudié appartient à 14 communes de Belgique (carte 2). Seul le bassin de l'Amblève se trouve intégralement en territoire belge, une partie plus ou moins importante des bassins de la Roer et de l'Our se trouvent en R.F.A., la Vesdre parcourt également quelques km en R.F.A. à proximité de Rötgen.

Ce territoire compte 76.000 habitants pour une superficie de 1315 km<sup>2</sup> (soit en moyenne 58 habitants/km<sup>2</sup>) (selon les renseignements communiqués par les administrations communales).

D'après les recensements du Ministère de l'agriculture (Gohimont, comm. pers.), en 1978-79, on y dénombrait quelque 3500 exploitants agricoles, détenteurs de 117.000 bovidés, ce qui représente une charge moyenne de 2 têtes de bétail par ha de surface herbagère. Ces exploitations sont toutes de type traditionnel: stabulation hivernale, mise en pâture à la bonne saison.

Les pâtures reçoivent une fumure minérale et organique; l'apport minéral annuel moyen par ha est de 50 à 150 kg d'azote (sous forme de nitrate d'ammoniaque), 22 kg de phosphates, 15 kg de magnésium et seulement 10 kg de potassium, ce dernier étant apporté en très grande quantité par la fumure organique (lisier), dont les quantités épandues à l'ha varient considérablement d'un exploitant à l'autre (Gohimont, comm. pers.).

En ce qui concerne les activités industrielles, le commerce, le tourisme et l'ensemble du secteur tertiaire, nous avons relevé, d'après les données du Ministère des affaires économiques (1975), 250 entreprises occupant au moins 5 personnes et totalisant 6000 emplois.

La charge organique polluante déversée par un établissement industriel est classiquement appréciée par la demande biochimique en oxygène des effluents et leur débit journalier. Cette charge peut être assimilée à celle que donnerait une population, dite équivalente, utilisant la même voie d'évacuation (Coin, 1963). Cette mesure de la charge polluante n'est pas toujours réalisable, aussi a-t-on calculé des coefficients d'équivalents-habitants spécifiques par industrie en fonction du taux de production et du volume d'emploi. Coin (1963) a calculé ces coefficients pour différents types d'industries en France, mais souligne que la relation

entre la charge polluante et le volume d'emploi est nettement plus aléatoire que celle entre la charge polluante et le taux de production. Néanmoins, cette relation fournit des indications utiles dans une première approche.

Les plus grandes entreprises, occupant plus de 100 travailleurs, sont par ordre d'importance décroissante:

- les papeteries Intermills à Malmedy (472 emplois à Steinbach et 311 emplois à Pont-de-Warche, soit 58.000 éq.-hab. d'après le coefficient de Coin),
- la tannerie Utammo à Malmedy (356 emplois),
- les eaux minérales Spa Monopole (369 emplois),
- le centre de thermalisme Les Heures Claires à Spa (242 emplois),
- la clinique Reine Astrid à Malmedy (165 emplois),
- le supermarché G.B.-INNO-B.M. à Malmedy (131 emplois),
- la fabrication de vêtements à Waimès (125 emplois),
- l'entreprise de travaux routiers Lecocq à Waimès (125 emplois),
- la société Esmalux de production et de distribution d'électricité et de distribution d'eau à Malmedy (106 emplois),
- les constructions métallurgiques Staco à Manderfeld (104 emplois).

Parmi les petites et moyennes entreprises, les principaux secteurs d'activité sont la construction et la fabrication de matériaux (850 emplois, soit 34.000 éq.-hab. d'après le coefficient de Coin) et l'industrie du bois (550 emplois, soit 1100 éq.-hab.). D'autres entreprises, moins importantes en volume d'emploi, mais très polluantes, méritent également d'être signalées: ce sont les industries alimentaires (laiteries, 37 éq.-hab./emploi; abattoirs; fabrication de produits de viande, 17 éq.-hab./emploi) et les cliniques et hôpitaux.

L'infrastructure d'accueil touristique est relativement importante. D'après les données de l'Office du tourisme, nous avons recensé dans la région étudiée 84 hôtels (988 chambres) et 27 terrains de camping-caravaning (2500 emplacements pour tente ou caravane), établis pour la plupart à proximité des rivières. L'habitat de seconde résidence est important dans toute la région.

La population humaine et les activités agricoles et industrielles sont irrégulièrement distribuées dans les différents bassins comme le montrent l'affectation du sol et la répartition de l'habitat. Nous avons donc examiné de manière plus détaillée le contexte anthropique dans les principaux bassins versants afin de localiser les sources potentielles de pollution.

#### 1.4.1. Bassin de la Roer (carte 3, tabl. 3)

Le bassin de la Roer totalise une population de 5255 habitants (en moyenne 31 hab./km<sup>2</sup>), principalement répartis dans trois villages, Sourbrodt en Belgique, aux sources de la Petite-Roer, Kalterherberg et Höfen en R.F.A., sur la Roer et sur la Schwalm, et dans deux hameaux frontaliers, Kùchelscheid et Leykaul, sur le cours de la Roer. Le camp militaire d'Elsenborn est établi aux sources du Windgenbach.

Un terrain de camping est installé à Kùchelscheid le long de la Roer; on trouve un hôtel à Sourbrodt. L'activité industrielle est très limitée: trois scieries, une menuiserie et deux entreprises de travaux routiers sont établies à Sourbrodt. L'élevage occupe une place plus importante; compte tenu de la surface herbagère, la charge peut être estimée à 3500 bovidés dans le bassin supérieur de la Roer, 2400 dans le bassin de la Schwalm en R.F.A. et 500 dans le bassin de l'Olef.

#### 1.4.2. Bassin de la Vesdre (carte 4, tabl. 3)

Les cours supérieurs de la Vesdre, du Getzbach, de la Helle et de la Gileppe se déroulent presque exclusivement dans la Réserve naturelle des Hautes-Fagnes ou dans les massifs forestiers adjacents (feuillus et résineux); ces rivières ne reçoivent pratiquement aucun effluent domestique ou agricole, si ce n'est en provenance des maisons forestières (Hattlich, Ternell et Hestreux) et dans le cas de la Louba à l'époque de nos prélèvements, une partie des eaux du hameau de Herbiester (aujourd'hui détournées vers le bassin de la Hoëgne par mesure de protection de la réserve d'eau potable que constitue le barrage de la Gileppe). La Vesdre reçoit une partie des effluents de Rötgen en R.F.A., mais ses eaux sont ensuite détournées vers une station d'épuration.

Plusieurs villages et hameaux sont établis dans le bassin de la Hoëgne en amont de Polleur, ils totalisent une population d'environ 1500 habitants (soit 22 hab./km<sup>2</sup>). Les seules activités industrielles sont l'exploitation forestière et la menuiserie. Le secteur touristique est plus développé (hôtel, colonie pour enfants, camping-caravaning). L'activité agricole est relativement importante: dans l'ancienne commune de Jalhay, on dénombre une centaine d'exploitations, comptant quelque 3500 bovidés, et des élevages porcins aux fermes de la Propriété nationale terrienne.

Le bassin du Wayal (incl. Chawion, Turon et Targnon) est nettement plus peuplé (12800 habitants, en moyenne 132 hab./km<sup>2</sup>) que celui de la Hoëgne supérieure. Spa représente un important centre de cures thermales et de tourisme (près de 500 emplois dans ces secteurs; 8 hôtels totalisant 175 chambres et 2 terrains de camping comptant au total 200 emplacements). L'exploitation des eaux de source par Spa Monopole est la principale activité industrielle (396 emplois). Etant donné la densité de population et le taux d'urbanisation de ce bassin, les activités agricoles y sont plus réduites: on ne compte qu'une trentaine d'exploitations (1000 bovidés) sur le territoire de Spa-Nivezé et des hameaux de Sart-lex-Spa; seuls les sous-bassins du Turon et du Targnon sont principalement consacrés à l'agriculture.

Tableau 3

Population et entreprises industrielles et commerciales  
dans le bassin de la Roer et dans le bassin de la Vesdre

villages, hameaux (commune)	population	entreprises (emplois)	bassin versant
Sourbrodt (Waimes)	921	scieries (31) menuiserie (28) travaux routiers (48)	Petite-Roer
Küchelscheid (Bütgenbach)	77		Roer
Leykaul (Bütgenbach)	41		Roer
Kalterherberg (Monschau)	2375	?	Roer
camp militaire (Bütgenbach)	+ 150		Windgenbach
Höfen (Monschau)	1715	?	Schwalme
Mont-Rigi (Waimes)	10	hôtel (8)	Polleur
Cockaifagne (Jalhay)	130		Hoëgne
Sart (Jalhay)	621	hôtel, home (22)	Wayai, Hoëgne
Tiège (Jalhay)	475	hôtel (17)	Hoëgne, Wayai
fermes P.N.T.	+ 10	élevage porcin	Sawe
Solwaster (Jalhay)	270		Statte
Jalhay	955	menuiserie (7)	Botné (p.p.)
Charneux (Jalhay)	303	exploitation forestière (14)	Botné
Surister (Jalhay)	244		Hélievi, Botné
Sart station (Jalhay)	130		Wayai
Wayai (Jalhay)	215		Wayai
Arbespine (Jalhay)	475		Wayai
Nivezé (Spa)	478		Wayai
Spa	8854	hôtel, casino, thermes (486) Spa Monopole (369) construction (57) exploitation forestière (21) autres (171)	Wayai
Creppe (Spa)	411		affl. r.g. Wayai
Desnié (Spa/Theux)	161		Winamplanche
Winamplanche (Spa/Theux)	171		Winamplanche
La Reid (Theux)	929		Turon
Ménombu (Theux)	119		Targnon
Béco (Theux)	133		Targnon
Bois-Renard (Theux)	36		Targnon
Hestroumont (Theux)	59		Turon

Tableau 4

**Population et entreprises industrielles et commerciales  
dans le bassin de l'Amblève en amont de la Warche**

villages, hameaux (commune)	population	entreprises (emplois)	bassin versant
Heppscheid (Amel)	79		Amblève
Halenfeld - Heppenbach (Amel)	492	scierie (7) construction (40) carrières (7)	Amblève
Wereth (Amel)	35		Amblève
Valender (Amel)	155		Amblève
Mirfeld (Amel)	282	terrassement (55) scierie (12)	Amblève
Amel	678	laiterie (10)	Amblève
Eibertingen (Amel)	135	maçonnerie (15)	Amblève
Deidenberg (Amel)	417	maçonnerie (10)	Amblève
Iveldingen (Amel)	202		Amblève
Montenau (Amel)	304	scieries (21) matériaux de construction (13)	Amblève
Ligneuville (Malmedy)	477	pisciculture (17), hôtel (5) travaux publics (9) menuiserie (6)	Amblève
Pont (Malmedy)	239	pisciculture (13)	Amblève
Bellevaux (Malmedy)	162		Amblève
Schoppen (Amel)	398	matériaux de construction (80) élevage ovin	Moderscheiderbach
Moderscheid (Amel)	147		Moderscheiderbach
Meyrode (Amel)	357	scierie (10)	affl. r.g. Amblève
Medell (Amel)	406		affl. r.g. Amblève
Ober-Emmels (Sankt-Vith)	439		Emmels
Nieder-Emmels (Sankt-Vith)	147	construction (25) menuiserie (5)	Emmels
Remonval (Waimes)	41		affl. r.d. Amblève
Steinbach (Waimes)	165		affl. r.d. Amblève
Ondenval (Waimes)	319		affl. r.d. Amblève
Ihirimont (Waimes)	297		affl. r.d. Amblève
Ronxhy, Lamonrville, Reculemont, Lasnenville (Malmedy)	170	carrières (7)	affl. r.d. Amblève
Bellevaux, Thioux (Malmedy)	173		Amblève
Francheville, Refat, Fourire , (Stavelot)	91		affl. r.g. Amblève



Tableau 5

**Population et entreprises industrielles et commerciales  
dans le bassin du Rechterbach  
et dans le bassin de la Warche en amont de Malmedy**

villages, hameaux (commune)	population	entreprises (emplois)	bassin versant
Recht (Sankt-Vith)	1046	construction et matériaux (27) scierie (8), forge (6) autres (24)	Rechterbach
Beaumont (Stavelot)	73		Noir-Ru
Honsfeld (Büllingen)	451		affl. r.g. Warche
Hünningen (Büllingen)	375		affl. r.d. Warche
Mürringen (Büllingen)	530		affl. r.d. Warche
Büllingen	1061	construction et matériaux (53) laiterie (35), scierie (25) autres (50)	Warche
Rocherath (Büllingen)	466	constr. de remorques (5)	Holzwarche
Krinkelt (Büllingen)	476	scierie (20) fabrication de machines (5)	Holzwarche
Wirtzfeld (Büllingen)	383		Holzwarche
Elsenborn (Bütgenbach)	896	construction (63) menuiserie	affl. r.d. Warche
Berg (Bütgenbach)	250		affl. r.d. Warche
Bütgenbach	1312	menuiserie (18), laiterie (11) construction (10)	Warche
Nidrum (Bütgenbach/Amel)	779	construction (70), scierie (6)	Warche
Weywertz (Bütgenbach)	1559	construction et transport (35) scieries (32), menuiserie (19) carrières (10), autres (8)	Warche
Champagne, Gueuzaine, Walk, Bruyères (Waimes)	509		affl. r.g. Warche
Sourbrodt (Waimes)	921	scieries (31), menuiserie (28) autres (62)	affl. r.d. Warche
Robertville (Waimes)	414		affl. r.d. Warche
Ovifat (Waimes)	505	menuiserie et construction (13) home (10), scierie (7) autres (7)	affl. r.d. Warche
Longfaye (Malmedy)	122	construction (6)	Bayehon
Hoffraix (Malmedy)	427	carrière (12)	affl. r.d. Warche
Mont (Malmedy)	326	hôtel (8), autres (14)	affl. r.d. Warche
Bévercé (Malmedy)	240	hôtels (23) centrale hydro-électrique (7)	Warche

### 1.4.3. Bassin de l'Amblève (carte 5)

#### 1.4.3.1. Amblève en amont de la Warche (tabl. 4)

L'habitat est groupé en villages et hameaux établis sur le cours supérieur des ruisseaux ou dans la vallée de l'Amblève. La population totale de cette région est de 6800 habitants (en moyenne 40 hab./km<sup>2</sup>). Les principales activités industrielles sont les scieries, les entreprises de construction et la fabrication de matériaux, l'exploitation de carrières, ainsi qu'une laiterie (Amel) et des piscicultures (Pont et Ligneuville). On notera aussi un hôtel à Amel et 4 hôtels à Bellevaux-Ligneuville, ainsi que 2 terrains de camping à Deidenberg, le long de l'Amblève, et un à Kaiserbaracke, le long du Roba. L'élevage occupe une place prépondérante avec quelque 600 exploitations (19000 bovidés et 200 moutons) sur le territoire des anciennes communes de Amel, Bellevaux-Ligneuville, Heppenbach et Meyrode.

#### 1.4.3.2. Bassin du Rechterbach et bassin de la Warche en amont de Malmedy (tabl. 5)

Le village de Recht (1046 hab.) est le seul centre d'habitat du bassin du Rechterbach (22 hab./km<sup>2</sup>); on y trouve quelques petites entreprises (scierie, forge, construction et matériaux) et un hôtel. La zone agricole qui l'entoure héberge 136 exploitations (2854 bovidés).

Le bassin de la Warche en amont de Malmedy compte environ 12000 habitants (en moyenne 79 hab./km<sup>2</sup>) et quelque 650 exploitations agricoles (20000 bovidés).

Les plus grosses agglomérations sont établies le long de la Warche (Büllingen, Bütgenbach, Weywertz), tandis que le Tros-Marets et le Bayehon, dont le cours supérieur se déroule dans la Réserve naturelle puis dans les plantations d'épicéas, ne reçoivent pratiquement aucun effluent domestique.

Les scieries et le secteur de la construction sont les principales activités industrielles, mais il convient de faire mention d'industries plus polluantes comme la cimenterie et la laiterie de Büllingen, la seconde ne disposait d'aucune installation d'épuration à l'époque de nos analyses.

Le secteur touristique est assez important aussi: nombreux hôtels et terrains de campings à Büllingen, Bütgenbach, Robertville, Hoffraix et Révercé.

Bütgenbach est un des rares villages de la région à disposer d'une station d'épuration des eaux domestiques.

#### 1.4.3.3. Bassins de la Warchenne, de la Warche inférieure et de l'Amblève en aval du confluent (tabl. 6)

Nous avons groupé les bassins de la Warche inférieure et de l'Amblève en

Tableau 6

Population et entreprises industrielles et commerciales  
dans les bassins de la Warchenne, de la Warche en aval de Malmedy  
et de l'Amblève en aval du confluent, et dans le bassin de l'Eau-Rouge

villages, hameaux (commune)	population	entreprises (emplois)	bassins versants
Faymonville (Waimes)	880	construction et matériaux (42) scierie (9), boulangerie (5)	Warchenne
Waimes	1560	fabr. de vêtements (125) travaux routiers, constr. (185) clinique (12), carrière (11) fabr. aliments bétail (11) abattoir (7), boulangerie (6) hôtel (6), menuiserie (5) autres (135)	Warchenne
Libomont, Boussire, G'doumont, Chôdes, Winbomont, Bellevue (Malmedy)	402		r.d. Warchenne
Arimont, Bagatelle, Baugnez, Géromont, Gohimont, Préaix, Florihé (Malmedy)	673	carrière (10)	affl. r.g. Warchenne
Malmedy	6069	papeteries (783), tanneries (372) Esmalux (106), clinique (165) construction, trav. routiers (96) menuiserie, ébénisterie (37) fabr. produits de viande (20) laiterie (35), blanchisserie (16) autres (244)	Warche, Warchenne
Ma Campagne, Otaimont, Hurdebise, Falize, Cligneval (Malmedy)	121	fabr. de connecteurs (63) hôtel (6)	affl. r.g. Warche
Chevaufosse (Malmedy)			affl. r.g. Warche
Warche (Malmedy)			Warche
Lodomé, Vau-Richard (Stavelot)	128		Amblève
Hockai, Baronheid (Stavelot)	220		r.g. Amblève
Ster (Stavelot)	153		Hockai
Francorchamps (Stavelot)	849	exploitation forestière (8) menuiserie (11), hôtel (8) exploitation source (5) construction (5), autres (9)	ru Hodial
Burnenville, Meiz, Rivage, Masta, Wavreumont (Stavelot)	197		Rohon
Cheneu, Amermont, Challes (Stavelot)	155		ru Stave
			Eau-Rouge

aval de leur confluent avec celui de la Warchenne, de façon à rassembler les rivières recevant les effluents des deux centres urbanisés et industrialisés, Malmedy et Waimes. Ces bassins montrent la densité de population la plus élevée de la région que nous avons étudiée (185 hab./km<sup>2</sup>). L'habitat se concentre surtout dans la ville de Malmedy, au confluent de la Warche et de la Warchenne, entourée d'une multitude de hameaux, et dans les villages de Waimes et Faymonville.

C'est dans cette région que sont groupées les activités industrielles les plus polluantes (papeteries, tanneries, laiterie, abattoir, etc.). Les activités agricoles sont proportionnellement moins importantes: on dénombre 150 exploitations (5000 bovidés) sur les anciennes communes de Waimes et Faymonville.

Malgré son taux d'industrialisation plus élevé, cette région reste un pôle d'attraction touristique, avec un hôtel à Faymonville, deux hôtels et un terrain de camping à Waimes, cinq hôtels et un terrain de camping à Malmedy.

Actuellement, comme à l'époque de nos analyses, les eaux domestiques et industrielles de Waimes et de Malmedy sont rejetées dans la Warche et dans la Warchenne sans aucune épuration, mais un projet de station d'épuration est à l'étude dans la commune de Malmedy.

#### 1.4.3.4. Bassin de l'Eau-Rouge (tabl. 6)

Avec le bassin du Rechterbach, le bassin de l'Eau-Rouge compte parmi les zones les moins peuplées du bassin de l'Amblève (30 hab./km<sup>2</sup>). Francorchamps, qui rejette ses eaux résiduaires sans aucune épuration dans le Rohon, représente le principal centre d'activités industrielles (exploitation forestière, menuiserie, exploitation d'une source); c'est aussi un important centre touristique avec 5 hôtels, dont 3 à Hockai, et deux terrains de camping, en relation notamment avec la proximité du circuit automobile.

A l'occasion des classiques "24 heures automobiles de Francorchamps", plusieurs dizaines de milliers de spectateurs passent le week-end aux abords immédiats du circuit, provoquant ainsi un accroissement brusque de la charge polluante déversée dans le Rohon et dans l'Eau-Rouge. Les conséquences de cette pollution saisonnière ont été étudiées par Parmentier (1978).

Quelque 60 exploitations agricoles sont établies dans la région de Ster - Francorchamps, elles totalisent un cheptel de 2400 bovidés.

#### 1.4.4. Bassin de l'Our (carte 6, tabl. 7)

L'habitat est très dispersé dans le bassin de l'Our, et de nombreux villages et hameaux sont établis sur le cours de l'Our et de ses affluents, souvent même à faible distance des zones de sources. La densité moyenne de population est de 39 habitants/km<sup>2</sup>, soit près de 13900 habitants pour l'ensemble du bassin versant.

Comme dans les trois autres bassins, le secteur du bois représente une grande partie des activités industrielles, sauf à Sankt-Vith, principal

Tableau 7

**Population et entreprises industrielles et commerciales  
dans le bassin de l'Our**

villages, hameaux (commune)	population	entreprises (emplois)	bassins versants
Hüllscheid (Büllingen)	36		Our
Hergersberg, Krewinkel, Weckerath (Büllingen)	304		r.g. Our
Roth, Auw, Laudesfeld (R.F.A.)	1146		r.g. Our
Merischeid, Berferath (Büllingen)	91		r.d. Our
Manderfeld (Büllingen)	409	constructions métalliques (104) restaurant (6)	Our, Deich
Lanzerath, Hasenvenn, Holzeim, Medendorf, Eimerscheid (Büllingen)	435	commerce de bois (6) garage (5)	Medenderbach
Andler (Sankt-Vith)	60		Our
Schoenberg (Sankt-Vith)	457	construction (73) menuiserie (6)	Our
Herresbach (Amel)	218		Grossweberbach
Amelscheid, Rödgen (Sankt-Vith)	125	menuiserie (13), scierie (18)	r.g. Our
Heuem, Atzerath, Setz, Alfersteg, Weppeler (Sankt-Vith)	413		r.d. Our
Wallerode (Amel/Sankt-Vith)	467		Kleingeisserbach
Schlierbach, Steinebrück (Sankt-Vith)	105		Koderbach
Lommersweiler (Sankt-Vith)	228		r.d. Our
Mützenich, Winterscheid, Großlangenfeld, Winterspelt, Heckhalenfeld (R.F.A.)	1498		r.g. Our
Auel, Steffeshausen (Burg-Reuland)	210		Our
Braunlauf (Burg-Reuland)	210		Braunlauf
Hinderhauser, Weisten, Crombach, Rodt, Neundorf, Neubrück (Sankt-Vith/Burg-Reuland)	914	fabrication de béton (33) négoce de bois (9) autres (6)	Braunlauf
Hünningen (Sankt-Vith)	199	installations électriques (6)	Prümerbach
Sankt-Vith	3111	fonderie (72), construction (77) confection de lainages (60) négoce de bois (51) scieries (33), hôpital (48) imprimerie (36), laiterie (25) fabrication couleur et encre (20) boulangerie industrielle (10) autres (120)	Prümerbach

Tableau 7 (suite)

villages, hameaux (commune)	population	entreprises (emplois)	bassin versant
Breitfeld (Sankt-Vith)	166		Prümerbach
Galhausen, Neidingen (Sankt-Vith)	283		Braunlauf
Maspelt (Burg-Reuland)	84		Hasselbach
Maldingen, Aldringen, Thommen, Grüfflingen (Burg-Reuland)	1015		r.g. Ulf
Oudler, Burg-Reuland	716		Ulf
Alster, Bracht (Burg-Reuland)	178		r.g. Ulf
Espeler, Dürler, Lascheid, Weveler (Burg-Reuland)	800		r.d. Ulf

centre urbain, où les activités sont plus diversifiées, et à Manderfeld, où est établie une grosse entreprise de constructions métallurgiques. Parmi les entreprises les plus polluantes, nous retiendrons l'hôpital, la laiterie, la fabrication de couleurs et d'encres et la boulangerie industrielle.

Les eaux domestiques et industrielles de Sankt-Vith sont actuellement déversées sans aucune épuration dans le Prümmerbach et dans un autre petit affluent du Braunlauf. Un projet de station d'épuration vient d'être adopté par la commune de Sankt-Vith.

Le secteur touristique est bien développé aussi: nombreux hôtels et terrains de camping aux alentours de Burg-Reuland, Manderfeld, Sankt-Vith et Schoenberg.

Le secteur agricole reste toutefois prédominant avec 955 exploitations, totalisant quelque 30100 bovidés.

### 1.5. Conclusions

L'examen de l'affectation du sol, de la densité de l'habitat et des principales activités industrielles permet de présumer l'état général de la qualité des eaux de la Roer, de la Vesdre, de l'Amblève et de l'Our et de leurs affluents.

Le bassin de la Roer est le moins soumis aux effluents des activités humaines et les sous-bassins de la Schwalm et de l'Olef sont des exemples précieux de rivières collectant un minimum d'eaux domestiques et de ruissellement de terrains agricoles.

La situation est très semblable dans les sous-bassins de la Vesdre supérieure (Getzbach, Helle, Gileppe). La surface agricole est plus importante dans le bassin supérieur de la Hoëgne, tandis que le bassin du Wayai collecte les eaux d'une zone plus urbanisée et plus touristique, mais relativement peu industrialisée, où se trouve une ville importante, Spa.

Le bassin de l'Amblève correspond d'une part à des zones de forêts, landes et tourbières, peu habitées, où les activités agricoles sont assez réduites, et d'autre part à une zone d'habitat dense (Waimès et Malmédyl), avec une activité industrielle plus intense, dont les effluents sont collectés directement par les rivières.

Le bassin de l'Our est essentiellement agricole; les rivières et ruisseaux ne collectant aucune eau domestique y sont rares étant donné la dispersion des villages et hameaux. Sankt-Vith représente le principal centre urbain et industriel de ce bassin.

## Chapitre 2

### Etude physico-chimique des eaux

#### 2.1. Distribution des valeurs des paramètres physico-chimiques

##### 2.1.1. Introduction

Afin de pouvoir comparer les distributions des valeurs prises par les vingt paramètres physico-chimiques mesurés dans les 815 prélèvements d'eau répartis sur 151 stations (cartes 3 à 6), nous avons standardisé ces valeurs en pourcents de la différence entre les maximum et minimum absolus (% V.S.) atteints par chacun des paramètres sur l'ensemble des analyses et nous avons tracé les courbes cumulées du pourcentage de mesures inférieures à une valeur donnée (fig. 1).

Le mode d'échantillonnage (choix arbitraire des stations, une seule mesure par paramètre par prélèvement) et le nombre variable de prélèvements en une même station à des dates différentes (de 1 à 23 par station) ne nous autorisent pas à appliquer globalement un test statistique à ces distributions; nous nous limiterons donc à leur description.

Huit paramètres (température, pH, oxygène dissous, saturation en oxygène, nitrates, magnésium, aluminium, silice) seulement montrent un large étalement de leurs valeurs sur au moins 50 % de l'amplitude totale de leurs variations, tandis que douze paramètres ont 90 % de leurs valeurs qui sont inférieures à 30 % V.S. Ces douze paramètres se répartissent en deux groupes:

- le calcium, les sulfates, l'alcalinité, les chlorures, le potassium, le sodium, l'oxydabilité au permanganate et la conductivité ont les distributions les plus larges, avec un seuil de 90 % des valeurs allant de 27 % V.S. à 7 % V.S.;
- le fer et les phosphates ont des distributions beaucoup plus étroites avec 90 % des mesures ne dépassant pas 3 % V.S. et un nombre important de valeurs nulles.

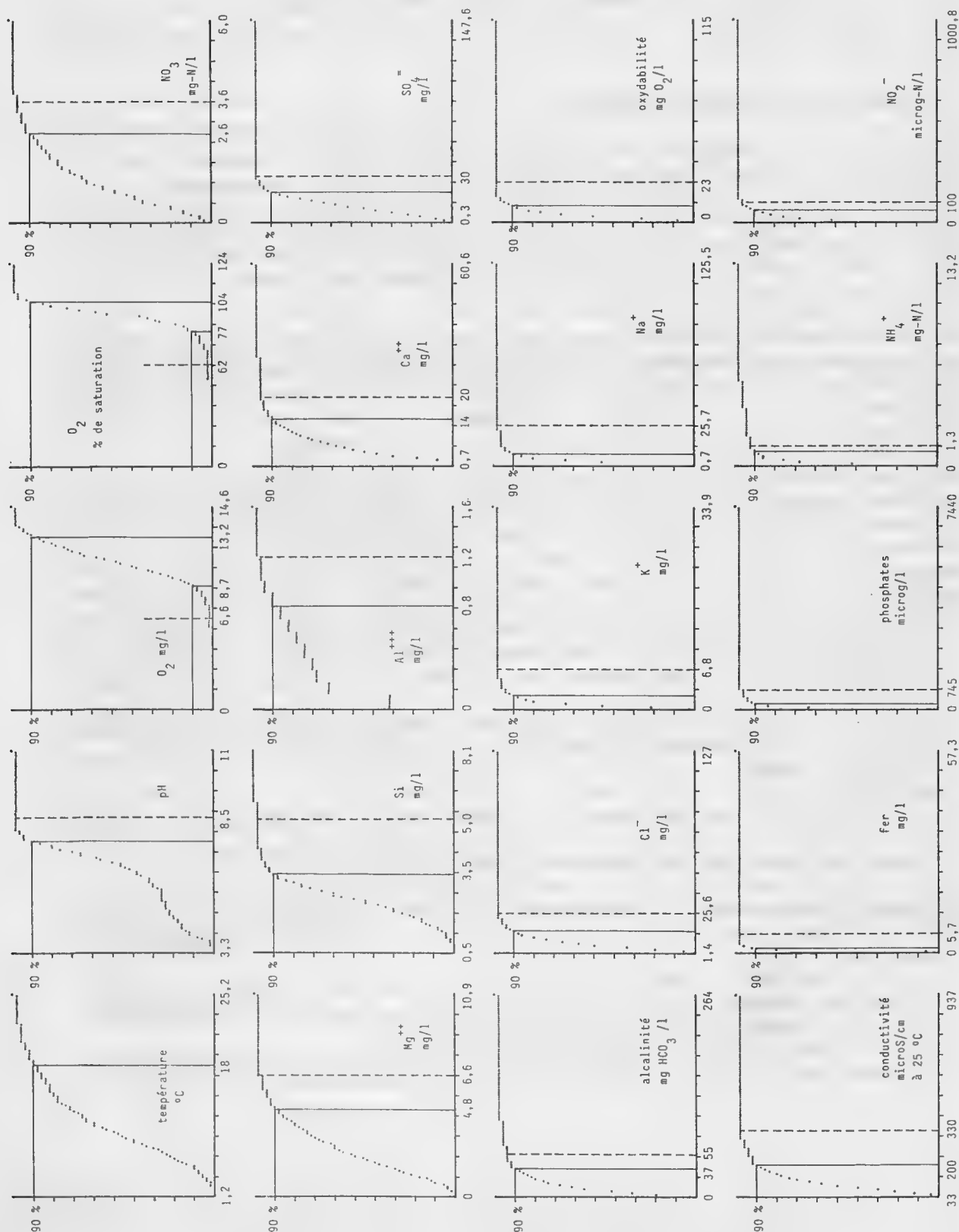
N.B. Les distributions des teneurs en ammoniacque et en nitrites ne sont pas directement comparables à celles des autres paramètres, car elles n'ont été mesurées que dans 30 % des prélèvements.

L'étiement important de la distribution des mesures de ces douze paramètres vers des valeurs élevées peut être attribué à deux raisons principales:

- caractéristiques physico-chimiques naturelles de certaines stations aberrantes, momentanément ou en permanence, par rapport à l'ensemble des stations prospectées dans le nord de l'Ardenne;
- modification profonde, dans un nombre limité de stations, des caractéristiques naturelles des eaux par des apports artificiels.



Figure 1.- Courbes cumulées du pourcentage de mesures inférieures à une valeur donnée pour les 815 analyses effectuées dans les rivières du nord du massif Ardennais.  
(Le trait continu indique le seuil atteint par 90 % des mesures, le tireté indique le seuil des valeurs aberrantes par rapport à l'ensemble des analyses.)



Des teneurs élevées en calcium observées simultanément à une alcalinité importante et un pH supérieur à 7,5 comme dans le ruisseau du poudingue (station 79), dans le Turon (st. 151) et dans le ru Stave (st. 171 et 161), sans qu'aucun autre paramètre ne montre de valeur aberrante, peuvent être considérées comme naturelles. Ces rivières parcourent en effet des terrains plus riches en calcaire.

Par contre, l'observation concomitante de teneurs élevées en chlorures, sodium, potassium, phosphates, nitrites ou ammoniacque peut être interprétée comme une pollution des eaux.

Les distributions des valeurs de ces douze paramètres dans les rivières du nord du massif Ardennais sont analogues à celles observées par Descy & Empain (1981) sur le bassin wallon de la Meuse et interprétées par eux comme la résultante d'une population de stations saines et d'une population de stations polluées. Descy & Empain (1981) distinguent cinq types naturels d'eau en fonction de l'alcalinité et définissent pour chacun d'eux des normes typologiques pour tous les paramètres étudiés. A partir de l'hypothèse d'une distribution normale des valeurs de chaque paramètre dans les stations considérées comme pratiquement saines, ils admettent une fluctuation naturelle dans une gamme égale à la moyenne plus ou moins deux fois l'écart-type ( $\bar{x} \pm 2s$ ). Un dépassement inférieur à  $4s$  est appelé dépassement simple; au-delà (ou en deçà), il s'agit d'un dépassement grave.

Comme souligné ci-dessus, les distributions des mesures ne peuvent pas être interprétées statistiquement et nous ne pouvons pas déterminer quelle loi les régit dans des conditions naturelles; c'est pourquoi nous nous limiterons à repérer les seuils des valeurs considérées comme anormales par rapport à l'ensemble des valeurs mesurées, à partir d'un simple examen visuel des graphiques. Les conclusions ci-dessous sont donc basées sur les modes des distributions, le seuil atteint par 90 % des mesures et les hiatus apparaissant dans la distribution des valeurs visualisée par les histogrammes.

Nous tenterons aussi de déterminer l'origine des principaux ions présents dans les eaux.

## 2.1.2. Examen des différents paramètres

### 2.1.2.1. Température

Parmi les vingt paramètres considérés, c'est la température qui montre la distribution la plus régulière entre le minimum (1,2 °C) et la maximum (25,2 °C). 90 % des mesures sont comprises entre 3 °C et 18 °C (soit de 8 à 70 % V.S.); le mode de la distribution se situe vers 7 °C (25 % des mesures entre 6,5 et 7,5 °C), ce qui correspond à la température moyenne annuelle de l'air en Ardenne entre 300 et 700 m d'altitude.

Leclercq (1984) présente une analyse détaillée des températures mesurées dans les 70 stations de référence. D'une manière générale, les eaux des rivières du bassin de l'Our et, dans une moindre mesure, les eaux de l'Amblève, de la Warche et de la Warchenne sont plus chaudes que celles des rivières des bassins de la Roer et de la Vesdre et des autres rivières du plateau des Hautes-Fagnes dont la température n'a jamais atteint 20 °C au

cours de nos observations.

Nous constatons que les températures observées dans les rivières plus ou moins polluées sont généralement supérieures à celles des rivières intactes de toute pollution. Ces températures plus élevées résultent de différents facteurs, dont les effets peuvent être cumulés: rejets d'eaux domestiques ou industrielles relativement chaudes, exposition S, SW ou W du bassin versant, altitude moins élevée, courant relativement lent, ensoleillement direct des eaux. Les maxima (23 °C ou plus) s'observent régulièrement en juin-juillet dans le Braunlauf (st. 101 et 104), l'Ulf (st. 165, 106 et 107) et le Prümmerbach (st. 103).

#### 2.1.2.2. pH

Les pH minimum et maximum sont respectivement de 3,3 et 11,0. La distribution des valeurs montre deux sommets: l'un à pH 4,0 (10 % V.S.), l'autre à pH 7,0 (49 % V.S.), la fréquence minimale intermédiaire est atteinte pour des valeurs de 5,4 environ (27 % V.S.). L'allure générale de cette distribution permet donc de supposer que l'échantillonnage provient de deux populations distinctes, entre lesquelles les intermédiaires sont peu nombreux: moins de 8 % des valeurs sont comprises entre pH 4,7 et 5,8 (de 18 à 31 % V.S.).

Les pH les plus acides sont dus à la présence d'acide sulfurique libéré au cours des processus d'oxydation des pyrites (Urbain, 1934), très abondantes dans les roches cambro-ordoviciennes. Cet acidité forte n'est pas neutralisée en raison du pouvoir tampon extrêmement faible des eaux, elle est même renforcée par la présence d'acides humiques et de tannins (Van Beneden, 1940)

Seules quelques valeurs élevées semblent aberrantes par rapport à l'ensemble des mesures qui ne dépassent pas un pH de 8,2. Des valeurs de pH légèrement supérieures à 8 sont régulièrement observées dans le ruisseau du poudingue (st. 79) et occasionnellement dans le Turon (st. 151/7706 et 151/7707) où elles peuvent être considérées comme naturelles. Les valeurs anormalement élevées (pH > 8,5) sont limitées au Prümmerbach (st. 103/7707 et 103/7807), à la Warche en aval de Büllingen (st. 70/7610) et en aval de Malmedy (st. 85, mesure isolée effectuée en dehors d'une campagne de prélèvements) et à l'Amblève juste en aval du confluent avec la Warche (st. 126/7603). D'une manière générale, comme le notaient déjà Kolkwitz & Marsson (1908), la pollution organique des eaux entraîne une élévation du pH.

#### 2.1.2.3. Oxygène dissous

La distribution des valeurs de la teneur en oxygène dissous est relativement peu modifiée si l'on passe des concentrations en mg/l aux pourcentages de saturation. En effet, dans les deux cas, plus de 95 % des mesures sont supérieures à 50 % V.S. (6,6 mg O<sub>2</sub>/l et 62 % de saturation) et les modes des distributions s'observent respectivement à 70 et 75 % V.S., la fréquence du second étant néanmoins deux fois plus élevée que celle du premier. L'expression de la teneur en oxygène en pourcents de saturation élimine la dépendance directe de ce paramètre vis-à-vis de la température et réduit la dispersion des valeurs par rapport à l'expression en mg/l, en effet 90 % des mesures de la saturation sont comprises entre 63 et 84 % V.S. (de 77 à 104 % de saturation) tandis que 90 % des valeurs en

concentration absolue sont comprises entre 60 et 91 % V.S. (de 8,7 à 13,2 mg O<sub>2</sub>/l). Dans les deux cas, les valeurs inférieures à 45 % V.S. (50 % de saturation; 6 mg/l) ou supérieures à 95 % V.S. (112 % de sat.; 13,8 mg/l), soit 3 % des valeurs, semblent aberrantes par rapport à l'ensemble des mesures.

Etant donné le cours souvent torrentueux, ou du moins assez rapide, de la plupart des rivières prospectées et leur faible profondeur, l'oxygénation physique de l'eau est importante et les déficits de saturation sont limités à des cas de pollution particulièrement graves. Les déficits les plus importants ont été notés sporadiquement dans le Wayai (st. 60/7811, st. 62/7610), dans la Warche en aval de Malmedy (st. 85/7606, et surtout 85/7710: 11 % de sat.), dans la Saxe aux fermes de la Propriété nationale terrienne à Jalhay (st. 142/7610: teneur en O<sub>2</sub> inférieure à la limite de détection, pratiquement nulle), tandis que l'Amblève en aval du confluent avec la Warche (st. 126 et 127) présente de manière constante un déficit en oxygène dissous et que les eaux du Prümmerbach (st. 103) n'atteignent 50 % de saturation qu'au printemps.

Les sursaturations les plus fortes sont observées en juin-juillet dans les rivières à productivité importante, telles la Warche à l'aval du lac de Bütgenbach (st. 71), le Braunlauf (st. 101, 102 et 104), l'Ulf (st. 107) ou l'Our (st. 109 et 110). Ces sursaturations peuvent se maintenir car les échanges gazeux avec l'atmosphère sont restreints dans ces rivières à cours plus lent et aux eaux relativement profondes.

#### 2.1.2.4. Nitrates et magnésium

Les concentrations en nitrates et en magnésium montrent des distributions similaires, proches d'une distribution de Poisson: les minima correspondent aux valeurs nulles (ou inférieures à la limite de détection), plus nombreuses pour les nitrates que pour le magnésium, le mode de la distribution se situe aux alentours de 10 % V.S., soit 0,6 mg N/l et 1,3 mg Mg<sup>++</sup>/l, 90 % des mesures sont inférieures à 45 % V.S. (2,6 mg N/l et 4,8 mg Mg<sup>++</sup>/l) et 98 % ne dépassent pas 60 % V.S. (3,6 mg N/l et 6,6 mg Mg<sup>++</sup>/l).

D'une manière générale, les teneurs en nitrates sont plus élevées en hiver et au printemps qu'à la bonne saison où ils sont consommés par les végétaux aquatiques. Buldgen (1983) a montré l'augmentation du lessivage des nitrates dans les sols forestiers de haute Ardenne, par les fortes précipitations, notamment en période hivernale. Comme nous l'avons signalé dans la présentation du contexte mésologique (chap. 1), les engrais chimiques constituent un apport important de magnésium et surtout de nitrates, mais les engrais azotés sont utilisés exclusivement durant la période de végétation, c'est-à-dire d'avril à août, leur lessivage ne peut donc pas expliquer les fortes teneurs en nitrates observées en hiver et au début du printemps.

Les concentrations les plus élevées ont été détectées dans la Warche en aval du lac de Bütgenbach (st. 71/7603), dans la Warchenne en amont et en aval de Waimes ainsi qu'à Malmedy (st. 155/7804, st. 82/7804 et st. 83/7804), dans le ru Hodial (st. 169/7704), le Braunlauf (st. 101/7603), le Prümmerbach (st. 103/7804), l'Ulf (st. 104/7603, st. 105/7603, st. 106/7603 et st. 107/7603), l'Our (st. 87/7704), le Turon (st. 151/7704), le ru Stave (st. 161/7704) et le Deich (st. 164/7610); le maximum absolu (6

mg/l) a été mesuré dans le ruisseau de Botné (st. 166/7704) et dans l'Our (st. 92/7704).

En ce qui concerne le magnésium, les maxima sont observés de façon constante dans le ruisseau du poudingue (st. 79: de 9,6 à 10,9 mg/l) et des teneurs anormalement élevées ont été notées en octobre 1976, suite à un été très sec, dans le ru Hodial (st. 130) et dans plusieurs rivières du bassin de l'Our (Our, st. 92 et 110; Deich, st. 164; Prümmerbach, st. 103; Ulf, st. 107).

#### 2.1.2.5. Silice

N.B. La teneur en silice n'a pas été mesurée dans les échantillons d'eau prélevés en 1976.

Les mesures de la teneur en silice sont, elles aussi, principalement distribuées entre 0 et 60 % V.S. (de 0,5 à 5,0 mg Si/l). 90 % des mesures sont inférieures à 39 % V.S. (3,5 mg/l), le mode de la distribution se situe à 27 % V.S. (2,6 mg Si/l). Cinq valeurs seulement dépassent 5 mg/l, quatre d'entre elles proviennent du Prümmerbach (st. 103), la cinquième qui correspond au maximum absolu de 8,1 mg Si/l a été observée dans la source sur la tonalite de la Helle (st. 198).

#### 2.1.2.6. Aluminium

N.B. Les teneurs en aluminium n'ont été mesurées qu'en 1977 et 1978 dans les stations prospectées mensuellement.

L'amplitude des variations des teneurs en aluminium est extrêmement faible eu égard à la précision de la mesure, aussi la distribution des valeurs en 100 classes n'a-t-elle aucun sens et les valeurs mesurées se regroupent-elles en une quinzaine de classes. Deux populations semblent se dessiner: la première, la plus représentée, groupe les concentrations inférieures à 0,3 mg Al/l (15 % V.S.), la seconde s'étend de 0,3 à 1,2 mg/l (de 15 à 75 % V.S.); un hiatus les sépare de six mesures révélant des concentrations plus élevées dans le Tros-Marets (st. 25/7704), le Bayehon (st. 29/7704), le Getzbach (st. 4/7606), la Vessere (st. 9/7705 et 9/7711) et atteignant une valeur maximale de 1,6 mg /l dans le ruisseau de Crisnire (st. 176/7812).

Les teneurs faibles en aluminium correspondent aux valeurs de pH supérieures à 5,5, tandis qu'à des pH plus acides, on observe une concentration plus élevée en aluminium.

#### 2.1.2.7. Calcium

Les teneurs en calcium varient de 0,7 à 60,6 mg Ca<sup>++</sup>/l; 90 % des valeurs sont inférieures à 14 mg Ca/l; le mode de la distribution s'observe vers 2,5 mg/l (4 % V.S.) et la fréquence des valeurs mesurées décroît régulièrement jusqu'à 20,4 mg/l (34 % V.S.); plus de 96 % des mesures sont inférieures à cette valeur. Les quelque trente mesures régulièrement réparties entre 20 mg/l et 42 mg/l (70 % V.S.) peuvent être considérées comme aberrantes par rapport à l'ensemble des données.

Des teneurs en calcium anormalement élevées ont été mesurées en octobre

1976, après un été anormalement sec, dans la Warchenne (st. 81), le Tros-Marets (st. 25), l'Eau-Rouge juste avant sa confluence avec l'Amblève (st. 135), le Getzbach (st. 1), la Sawe (st. 142) et le Wayai en amont et en aval de Spa (st. 62 et 65), ainsi qu' en juin 1976 et octobre 1977 dans la Warche à Thioux (st. 85). Le ruisseau du poudingue (st. 79), le Turon (st. 151) et le ru Stave (st. 161) montrent toujours une teneur en calcium supérieure à 19,5 mg/l et atteignant un maximum de 60,6 mg  $\text{Ca}^{++}/\text{l}$  dans le Turon (st. 151/7706).

#### 2.1.2.8. Sulfates

90 % des mesures révèlent des concentrations en sulfates inférieures à 17 % V.S. (25 mg  $\text{SO}_4^{=}/\text{l}$  et plus de 98 % sont inférieures à 23 % V.S. (30 mg/l). La teneur minimale observée est de 0,3 mg  $\text{SO}_4^{=}/\text{l}$  et le mode de la distribution correspond à 7 % V.S. (environ 10 mg/l).

Les sulfates proviennent essentiellement de l'oxydation des pyrites (Urbain, 1934). Leur concentration est habituellement plus élevée dans les eaux acides que dans les eaux neutres à faiblement alcalines.

Les teneurs maximales ont été notées en octobre 1976 dans les eaux issues des tourbières aux stations situées les plus en amont sur le cours de la Vedre (st. 9), du Getzbach (st. 1), du Tros-Marets (st. 25 et 28), du Bayehon (st. 29 et 75), du ru de Polleur (st. 22) et de la Roer (st. 38), ainsi que dans l'Eau-Rouge (st. 133), la Warchenne (st. 81), le Möderscheiderbach (st. 113) et le Rohon (st. 131). Deux valeurs anormalement élevées ont été notées: l'une de 103 mg  $\text{SO}_4^{=}/\text{l}$  dans la Warche à Thioux (st. 85/7710), l'autre de 147,6 mg/l dans le ru Hodial (st. 130/7610), où la teneur en sulfates est, par ailleurs, toujours supérieure à 21 mg/l.

#### 2.1.2.9. Alcalinité

A des pH inférieurs à 8,3, l'alcalinité est presque exclusivement due aux bicarbonates et ce n'est qu'au delà de cette valeur qu'on voit apparaître des carbonates et des hydroxydes en quantité significative (Colterman, 1978). L'alcalinité doit donc être interprétée ici en termes de concentration en bicarbonates, sauf pour les cinq échantillons de pH supérieur à 8,5 (cf. ci-dessus § 2.1.2.2).

Près de 20 % des mesures d'alcalinité sont strictement nulles, elles correspondent très exactement aux valeurs de pH ne dépassant pas 4,6. Environ 10 % des valeurs mesurées sont inférieures à 0,4 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ , elles sont associées aux valeurs de pH comprises entre 4,7 et 5,8 et interprétées ci-dessus comme des intermédiaires entre les deux populations reconnues d'après le pH. La corrélation étroite entre l'alcalinité et le pH se vérifie également pour les valeurs plus élevées et l'étalement apparemment plus important des mesures de ce dernier paramètre est seulement dû à son expression selon une échelle logarithmique.

90 % des valeurs mesurées ne dépassent pas 37 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  (14 % V.S.) et 5 % seulement des mesures dépassent 55 mg/l (21 % V.S.). Ces quelques mesures élevées se répartissent en trois groupes: une trentaine de mesures, notamment celles effectuées dans le ruisseau du poudingue (st. 79), dans le Turon (st. 151) et dans le ru Stave (st. 161), sont inférieures à 110 mg/l (41 % V.S.), elles correspondent à des pH compris entre 7,2 et 8,2 sauf une

valeur plus faible dans la Sawe (st. 142/7710, pH 6,4 et 70 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ) et une valeur plus élevée dans la Warche à la sortie de Büllingen (st. 70/7710, pH 10 et 69 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ); cinq mesures d'alcalinité sont comprises entre 124 et 182 mg/l, le pH y associé étant toujours supérieur à 7,5, ces mesures proviennent du Prümmerbach (st. 103) et du Deich (st. 164); une mesure s'isole avec une concentration maximale de 264 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  pour un pH égal à 11 (Prümmerbach, st. 103/7707).

#### 2.1.2.10. Chlorures, potassium, sodium et oxydabilité

Les distributions des mesures des concentrations en chlorures, potassium et sodium et de l'oxydabilité au permanganate sont très semblables: les modes de ces quatre distributions se situent à environ 2 % V.S. (5 mg  $\text{Cl}^-/\text{l}$ ; 0,7 mg  $\text{K}^+/\text{l}$ ; 2,5 mg  $\text{Na}^+/\text{l}$ ; 3,5 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ ), 90 % des valeurs sont inférieures respectivement à 11 % V.S. (15 mg  $\text{Cl}^-/\text{l}$ ), 9 % V.S. (3 mg  $\text{K}^+/\text{l}$ ), 7 % V.S. (9 mg  $\text{Na}^+/\text{l}$ ) et 8 % V.S. (9,2 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ ) et environ 3 % seulement des valeurs dépassent 20 % V.S. (26,5 mg  $\text{Cl}^-/\text{l}$ ; 6,8 mg  $\text{K}^+/\text{l}$ ; 25,7 mg  $\text{Na}^+/\text{l}$ ; 23 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ ) et peuvent être considérées comme anormales. Les minima absolus de ces quatre paramètres sont proches de 0 et les maxima sont de 127 mg  $\text{Cl}^-/\text{l}$ , 33,9 mg  $\text{K}^+/\text{l}$ , 125,5 mg  $\text{Na}^+/\text{l}$  et 115 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ .

Des oxydabilités naturellement élevées ont été observées dans les eaux issues de tourbières, fortement chargées en acides humiques, du ruisseau de la Schwarzesvenn (st. 31) et de la Soor (st. 35) conjointement à des teneurs importantes en fer et à des pH très acides. Les oxydabilités maximales, indubitablement dues à des pollutions organiques, ont été mesurées dans la Warche en aval de Malmedy (st. 85/7710: 52,1 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ ), dans le Prümmerbach (st. 103/7707: 55,6 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  et 103/7807: 41,5 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ ) et surtout dans la Sawe (st. 142/7610) où l'on observe un maximum de 115 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ .

Selon Meybeck (1983), les chlorures présents dans les eaux de surface à l'état naturel proviennent exclusivement des apports météoriques. La teneur en chlorures, qui est par conséquent corrélée à la distance à la mer, lui permet donc de calculer un coefficient pour déterminer les proportions des autres ions apportées par les précipitations.

Dans les rivières non polluées du nord du massif Ardennais, les teneurs naturelles en chlorures, sodium et potassium sont naturellement très faibles (Leclercq, 1984); leur concentration est nettement plus élevée dans les eaux recevant des effluents domestiques (Kubler, 1972). Le potassium est de surcroît apporté en grande quantité par le lisier épandu durant toute l'année sur les prairies et, dans une moindre mesure, par les engrais chimiques. D'autre part, les sels de déneigement constituent un apport non négligeable de chlorures, sodium et calcium (Ontario water resources commission, 1971; Agie, 1974).

Les teneurs anormalement élevées en chlorures, potassium et sodium sont souvent liées, elles atteignent des valeurs extrêmes en juin et juillet dans le Prümmerbach (st. 103), en octobre 1976 dans le Deich (st. 164), le Braunlauf (st. 104), l'Ulf (st. 107), la Sawe (st. 142) et la Warche en aval de Büllingen (st. 70) et en octobre 1977 dans la Warche en aval de Malmedy (st. 85). Des concentrations très fortes en chlorures et en sodium ont été détectées dans l'Amblève en aval du confluent avec la Warche (st. 126/7603 et 127/7603). Le Tros-Marets (st. 25) et le Getzbach (st. 1) ont montré en octobre 1976 des teneurs anormalement élevées en chlorures qui peuvent être mises en relation avec un taux anormal de calcium.

#### 2.1.2.11. Conductivité

Plus de 90 % des mesures de conductivité sont assez régulièrement réparties entre une valeur minimale de 33  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C et une valeur limite d'environ 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C (17 % V.S.). La distribution des valeurs montre deux modes, l'un à 87,2  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C (6 % V.S.), le second à 70  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C (3 % V.S.) et un épaulement jusqu'à 330  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C (33 % V.S.), où se rassemblent près de 7 % des mesures.

Les mesures de conductivité relativement élevées par rapport à l'ensemble des valeurs sont liées à des teneurs naturellement importantes en bicarbonates et en calcium dans le Turon (st. 151) et le ru Stave (st. 161) ainsi qu'en magnésium dans le ruisseau du poudingue (st. 79), tandis qu'elles vont de pair avec des concentrations anormalement élevées en chlorures, bicarbonates, sodium, potassium et calcium dans la Warche en aval de Malmedy (st. 85), où la valeur maximale de 937  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C est atteinte, dans l'Amblève en aval de la Warche (st. 126 et 127), dans la Sawe (st. 142), dans le Prümmerbach (st. 103), et dans le Deich (st. 164). Les conductivités élevées sont liées à des teneurs extrêmes en sulfates, aluminium, chlorures et calcium dans le Tros-Marets (st. 25) et en sulfates et en magnésium dans le ru Hodial (st. 130).

#### 2.1.2.12. Fer

La gamme normale de variations de la teneur en fer semble très étroite par rapport aux valeurs maximales observées: en effet, 90 % des mesures de concentration en fer sont inférieures à 3 % V.S. (1,2 mg/l) et moins de 2 % des valeurs dépassent 10 % V.S. Les minima sont inférieurs à la limite de détection.

Les concentrations les plus élevées en fer ont été observées en octobre 1976 dans le Wayai en amont de Spa (st. 62: 4,7 mg/l), l'Eau-Rouge à proximité de ses sources (st. 129: 7,2 mg/l) et surtout dans la Sawe (st. 142) où une teneur exceptionnelle de 57,3 mg/l a été enregistrée. D'une manière générale, les teneurs élevées en fer coïncident avec des pH très acides et des concentrations importantes en sulfates (Van Beneden, 1939). Leclercq (1984) a mis en évidence une corrélation entre la teneur en fer et la température des eaux.

#### 2.1.2.13. Phosphates

Ce paramètre montre aussi 90 % de mesures inférieures à 3 % V.S. (225  $\mu\text{g P/l}$ ) et moins de 2 % de valeurs supérieures à 10 % V.S. (745  $\mu\text{g P/l}$ ). Les minima sont dans tous les cas inférieurs à la limite de détection et peuvent être considérés comme nuls; les maxima sont très élevés par rapport à la gamme normale de variations.

63 % des mesures ont révélé une teneur en phosphates nulle ou inférieure à la limite de détection; environ 30 % des échantillons contenaient des phosphates en quantité inférieure à 225  $\mu\text{g P/l}$ , ils proviennent de rivières montrant régulièrement ou occasionnellement une pollution organique plus ou moins accentuée.

Les taux de phosphates dépassant 850  $\mu\text{g P/l}$  sont dus à des pollutions



organiques graves et sont relativement exceptionnels: seules la Schwalm en aval de Höfen (st. 46), la Warche en aval de Büllingen (st. 70), la Warchenne en aval de Waimes (st. 82) et le Rohon (st. 131) montrent chaque année en juin et juillet, et parfois en octobre, des teneurs comprises entre 850 et 1500  $\mu\text{g P/l}$ . Dans le Prümmerbach (st. 103), les concentrations en phosphates, déjà plus ou moins importantes au printemps (de 190 à 520  $\mu\text{g P/l}$ ), atteignent des valeurs extrêmes de plus de 7000  $\mu\text{g P/l}$  en juin 1976 et juillet 1977, qui se retrouvent, peu diluées, dans les eaux du Braunlauf en aval du confluent (st. 104: de 310 à 2760  $\mu\text{g P/l}$ ).

#### 2.1.2.14. Ammoniaque (ammonium) et nitrites

N.B. L'ammoniaque et les nitrites n'ont été dosés qu'occasionnellement en 1976 et dans un nombre limité de stations en 1977 et 1978: les dosages ont été effectués seulement dans les stations montrant des teneurs significatives en phosphates et dans quelques stations prises comme références.

Plus de 40 % des mesures des concentration en ammoniaque et de 50 % des mesures de nitrites correspondent à des teneurs nulles ou inférieures à la limite de détection et considérées comme nulles. 90 % des valeurs mesurées sont inférieures à 6 % V.S. (0,8 mg  $\text{NH}_4^+ - \text{N/l}$  et 60  $\mu\text{g NO}_2^- - \text{N/l}$ ).

17 échantillons seulement ont montré une teneur en ammoniaque dépassant 1,3 mg N/l et, dans tous les cas, inférieure à 8 mg N/l, sauf dans le Prümmerbach (st. 103) où un maximum absolu de 13,2 mg N/l est atteint.

Les teneurs en nitrites sont, à deux exceptions près, toujours inférieures à 130  $\mu\text{g N/l}$ , les maxima de 1008 et 317  $\mu\text{g N/l}$  ont été observés dans le Prümmerbach, respectivement en juin et septembre 1978.

Le Prümmerbach (st. 103), la Warchenne en aval de Waimes (st. 82), la Warche en aval de Malmedy (st. 85) et l'Amblève à Thioux en aval du confluent (st. 126) présentent régulièrement des teneurs en ammoniaque et/ou en nitrites particulièrement importantes. Les eaux de la Saxe (st. 142/7610), de la Warchenne en amont de Waimes (st. 155/7809) et à Malmedy (st. 83/7610) et du Braunlauf (st. 104/7610) n'atteignent qu'occasionnellement une concentration importante en ammoniaque, seul le Rohon en aval de Francorchamps (st. 131) montre fréquemment des teneurs importantes en cet élément.

Une certaine quantité d'ammoniaque pourrait provenir des engrais azotés (nitrate d'ammoniaque), mais les concentrations importantes observées en quelques stations seulement résultent sans aucun doute de pollutions organiques.

#### 2.1.3. Conclusions

Le tableau 8 synthétise les différents paramètres caractérisant les distributions des facteurs physico-chimiques: valeurs extrêmes, mode, seuil de 90 % des valeurs et seuil des valeurs aberrantes en valeur absolue et en

Tableau 8

Paramètres caractérisant les distributions des facteurs physico-chimiques  
mesurés dans 815 échantillons d'eau prélevés entre mars 1976 et décembre 1978  
dans 151 stations réparties dans les bassins de la Roer, de la Vesdre,  
de l'Amblève et de l'Our

paramètre	unité	valeur absolue					valeur standardisée		
		min	max	mode	seuil 90%	seuil v. ab.	mode	seuil 90%	seuil v. ab.
température	°C	1,2	25,2	7,0	18,0	23,0	64	70	91
pH	unité pH	3,3	11,0	7,1	8,2	8,5	59	61	68
oxygène	mg O <sub>2</sub> /l	0	14,6	10,2	8,7	6,6	70	62	45
oxygène	% de sat.	0	124,0	93,0	77,0	62,0	75	66	50
conductivité	µS/cm 25°	33,0	937,0	87,2	200,0	330,0	6	17	28
alcalinité	mg CaCO <sub>3</sub> /l	0	264,0	0	37,0	55,0	0	14	21
oxydabilité	mg O <sub>2</sub> /l	0	115,0	2,3	9,2	23,0	2	8	20
chlorures	mg/l	1,4	127,0	5,0	15,0	26,5	3	11	20
nitrates	mg-N/l	0	6,0	0,5	2,6	3,6	9	45	60
phosphates	µg-P/l	0	7440,0	0	225,0	745,0	0	3	10
sulfates	mg/l	0,3	147,6	10,0	25,0	30,0	7	17	23
calcium	mg/l	0,7	60,6	2,5	14,0	20,4	4	25	34
magnésium	mg/l	0	10,9	1,3	4,8	6,6	12	45	60
sodium	mg/l	0,7	125,5	3,2	9,0	25,7	2	7	20
potassium	mg/l	0	33,9	0,7	3,0	6,8	2	9	20
fer	mg/l	0	57,3	0,6	1,2	5,7	1	3	10
aluminium	mg/l	0	1,6	0	0,8	1,2	0	51	75
silice	mg/l	0,5	8,1	0,6	3,5	5,0	27	39	66
ammoniaque	mg-N/l	0	13,2	0	0,8	1,3	0	6	10
nitrites	µg-N/l	0	1008,0	0	60,0	100,0	0	6	10

Tableau 9

Répartition des valeurs aberrantes (\*) et élevées (>seuil 90 %) (+)  
des paramètres physico-chimiques dans les différentes stations prospectées.  
(! = forte sursaturation en oxygène)

n°	rivière	Al	SO4	Fe	cond	Ca	alc	Mg	NO3	X	Cl	Na	PO4	O2	oxyd	NH4	NO2	Si	pH	temp		
75	Bayehon	*																				
133	Eau-Rouge	*																				
176	Crisnire	*																				
129	Eau-Rouge	+		*											+							
35	Soor			+											■							
31	Schwarzesvenn			+											■							
9	Vesdre	*	*	+																		
38	Roer		*	+											+							
22	Polleur		*	+							+											
28	Tros-Marets		*	+							+											
4	Getzbach	*	+	+							+			+								
29	Bayehon	*	*	+		+								+								
25	Tros-Marets	*	*	+	*	*					*			+	+							
1	Getzbach	*	+		+	*					*			+	+							
130	ru Hodial	*	+		*	+		*			+			+						+		
113	Möderscheiderb.	*				+			+													
71	Warche								*										+	+		
102	Braunlauf			+					+	*					!					+		
166	Botné			+					+	*	+									+		
105	Ulf								+	*	+									+		
106	Ulf								+	*	+									+		
87	Our								+	*	+	+								+		
169	ru Hodial					+			*			+										
198	source tonalite		+			+	*															
81	Warchenne	*				+	*		+													
135	Eau-Rouge					+	*	+	+													
161	ru Stave					+	*	*	+	*												
79	poudingue					+	*	*	*	+									+			
151	Turon				*	*	*	*	*	+	+							+	+			
110	Our						+	*	+	+		+	+	!						+		
46	Schwalm					+		+	+	+	+	+	+	*								
60	Wayai					+	+		+			+		*	!			+				
62	Wayai	*				+	*	*	+	+	+	+	+	*				+				
65	Wayai					+	*	*		+		+		+	!	+		+				
107	Ulf					+	+	*	*	*	+	+	+	+	!					*		
92	Our					+		+	*	*	+	+	+							+		
70	Warche					+	*	*	+	+	+	*	+	+		+		*				
126	Amblève	+				*	+	+			*	*	+	*	+			*				
164	Deich		+			*	+	*	*	*	*	+	+	+	+							
104	Braunlauf				+	+	*	+	*	*	*	*	*	+	!			*	+	*		
142	Sawe	+	*		*	*	*	+		*	*	+	+	*	*	*	*	*				
127	Amblève	+			+	+	+				*	*		*	+	*	*	*				
155	Warchenne								*	+	+	+	+	+	+	*	+					
83	Warchenne				+	+	+	+	*	+	+	+	+	+	!	+	+	+				
85	Warche	*			*	*	*	+	+	+	*	*		*	*	*	*	*				
82	Warchenne	+			+	+	+	+	*	+	+	+	*	+	+	*	*	*				
131	Rohon	*	+		+	+	*	+	+	+	+	+	*	+	+	*	+					
103	Prümmerbach		+		*	+	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	+		
		A		B						C												

valeur standardisée en %.

L'examen des distributions des valeurs a montré que, pour chaque paramètre physico-chimique, quelques pourcents des mesures étaient aberrantes par rapport à l'ensemble des observations. On constate que, sur les 151 stations étudiées, seules 48 montrent occasionnellement ou régulièrement des valeurs extrêmes d'un ou de plusieurs paramètres. Dès lors, la fréquence de ces valeurs anormales, observées au sein de moins d'un tiers des stations prospectées, permet de supposer que leur répartition n'est pas due au hasard, mais à des phénomènes naturels ou artificiels se manifestant plus ou moins régulièrement.

Le maximum (minimum pour l'oxygène) atteint par chaque paramètre dans ces 48 stations a été comparé aux seuils mis en évidence par l'étude de la distribution globale des valeurs et trois classes ont été délimitées (tabl. 9): valeurs normales (non indiquées), valeurs supérieures (inférieures dans le cas de l'oxygène) au seuil de 90 % des mesures (+) et valeurs extrêmes dépassant le premier hiatus observé dans la distribution (\*). Les paramètres et les stations ont ainsi pu être ordonnés en fonction de la répartition des valeurs extrêmes et élevées.

Les paramètres se rassemblent en trois groupes principaux.

A. L'aluminium, les sulfates et le fer atteignent des valeurs maximales dans des conditions naturelles dans les eaux les plus acides, où l'on observe également une oxydabilité importante due aux acides humiques.

B. La conductivité, le calcium, les bicarbonates, le magnésium, les nitrates et le potassium atteignent naturellement leurs maxima dans les rivières de tendance calcaire et montrent fréquemment des valeurs élevées liées à des pollutions. Ces paramètres déterminent la minéralisation et le niveau trophique des eaux. Nous suivrons ici les concepts de Dajoz (1977), définis principalement pour les lacs, et appellerons

- eutrophisation : un accroissement du niveau trophique, de l'amont vers l'aval des rivières, se produisant donc à l'abri de toute influence humaine, et donc imputable à des phénomènes naturels exclusivement (ex. passage sur des assises géologiques plus riches, période de sécheresse prolongée, etc.); et
- eutrophication : l'accroissement des teneurs en ces éléments, en un endroit donné d'une rivière et par rapport aux concentrations normales en cet endroit, en raison des activités humaines.

Eutrophication et eutrophisation sont deux processus fondamentalement différents qui ne sont cependant pas toujours aisés à distinguer, car ils se manifestent souvent de façon analogue et seule la référence à une typologie fondamentale permet de déceler des traces d'eutrophication.

C. Les chlorures, le sodium, les phosphates, le déficit de saturation en oxygène, l'ammoniaque et les nitrites n'atteignent des valeurs élevées qu'en présence d'une pollution certaine. Ces paramètres ne sont jamais les seuls à montrer des valeurs anormales; dans tous les cas, des valeurs élevées de l'un ou l'autre paramètre du groupe B, c'est-à-dire reflétant le niveau trophique de l'eau, sont observées simultanément, souvent accompagnées d'une oxydabilité importante due à des composés organiques d'origine animale.

La présence de quantités importantes d'ammoniaque et/ou de nitrites est toujours le résultat de pollutions organiques graves. Les valeurs maximales de ces deux paramètres s'observent rarement simultanément et la prédominance de l'une ou l'autre de ces formes de l'azote est fonction de la vitesse de nitrification et de la teneur en oxygène dissous. Les concentrations élevées en ammoniaque s'observent à plus courte distance, dans le temps et dans l'espace, des sources de pollution, elles vont de pair avec de graves déficits de saturation en oxygène (de 0 à 62 %  $O_2$  dissous pour des teneurs supérieures à 3,7 mg  $NH_4^+-N/l$ ), tandis que les concentrations les plus élevées en nitrites sont le résultat d'un déséquilibre dans les processus d'auto-épuration et s'observent conjointement à des taux de saturation en oxygène assez variables (de 11 à 96 % de sat.).

Des pollutions organiques moins accentuées se traduisent par des teneurs élevées en phosphates avec seulement des traces d'ammoniaque et de nitrites. Dans ces conditions, le taux d'oxygène est extrêmement variable, depuis des sursaturations jusqu'à d'importants déficits.

Ces trois groupes de paramètres permettent de classer schématiquement en trois groupes les stations où un paramètre au moins atteint une valeur extrême: 1° stations fagnardes riches en sulfates et en fer, 2° stations de niveau trophique élevé, riches en nitrates et en magnésium, 3° stations nettement polluées, riches en sodium et phosphates et souvent déficitaires en oxygène.

- 1° Une quinzaine de stations montrent des teneurs très élevées en sulfates, en fer et/ou en aluminium, ainsi qu'une oxydabilité relativement importante. Ces quatre paramètres sont les seuls qui atteignent des valeurs extrêmes dans le Bayehon (st. 75), l'Eau-Rouge (st. 129 et 133), le ruisseau de Crisnre (st. 176), la Soor (st. 35), le ruisseau de la Schwarzesvenn (st. 31), la Roer (st. 38) et la Vesdre (st. 9). Des teneurs élevées en chlorures ont été détectées dans le ru de Polleur (st. 22), le Tros-Marêts (st. 28) et le Getzbach (st. 4); une conductivité anormalement haute, due à de fortes concentrations en chlorures et calcium, ainsi qu'un déficit de saturation en oxygène relativement grave, ont été observés dans le Bayehon (st. 29), le Tros-Marêts (st. 25), le Getzbach (st. 1) et le ru Hodial (st. 130).
- 2° L'abondance des nitrates et du magnésium caractérise une quinzaine de stations non ou peu polluées, mais d'un niveau trophique élevé, que l'on peut répartir en deux catégories en fonction de leur conductivité et des teneurs en calcium et en carbonates. Quatre stations situées sur des rivières du bassin de l'Our (Braunlauf, st. 102; Ulf, st. 105 et 106; Our, st. 87), trois du bassin de l'Amblève (Möderscheiderbach, st. 113; Warche, st. 71; ru Hodial, st. 169) et une seule du bassin de la Vesdre (ruisseau de Botné, st. 166) montrent des teneurs élevées en nitrates et parfois en magnésium et en potassium, les autres paramètres restant généralement dans la gamme normale de variation. Quatre rivières du bassin de l'Amblève (Warchenne, st. 81; Eau-Rouge, st. 135; ru Stave, st. 161; ruisseau du poudingue, st. 79) et une du bassin de la Vesdre (Turon, st. 151) montrent en outre des maxima de calcium, bicarbonates et conductivité.
- 3° La présence de teneurs élevées en chlorures, sodium et phosphates et un déficit de saturation en oxygène plus ou moins grave sont liés à la pollution dans les stations où l'on observe également des

concentrations très importantes de plusieurs éléments minéraux. L'abondance de l'ammoniaque et des nitrites et, parfois, l'importance de l'oxydabilité permettent de distinguer deux niveaux de pollution parmi ces stations.

La station la plus polluée est le Prümmerbach (st. 103), où des valeurs extrêmes ont régulièrement été notées pour tous les paramètres, hormis l'aluminium et les sulfates. L'influence des eaux du Prümmerbach sur le Braunlauf en aval du confluent (st. 104) est très nette.

La Warche en aval de Malmedy (st. 85) révèle aussi une pollution extrêmement grave, mais beaucoup plus irrégulière: à côté des valeurs pratiquement normales mesurées en mars 1976 (à la fin d'un congé de Carnaval, époque qui, dans la région, entraîne à un net ralentissement des activités industrielles), nous y avons noté des valeurs extrêmes en novembre 1976 à l'occasion d'analyses effectuées en dehors des séries de prélèvements intégrées dans ce travail (pH 11,4; % de saturation en  $O_2$  inférieur à la limite de détection; conductivité:

3250  $\mu S/cm$  à 25° C; oxydabilité: 114 mg  $O_2/l$ ;  $Cl^-$ : 1200 mg/l;

$SO_4^{2-}$ : 42,5 mg/l;  $Ca^{++}$ : 125,8 mg/l;  $Na^+$  765 mg/l;  $K^+$ : 8,0

mg/l;  $NH_4^+$ : 7,6 mg/l). Les eaux de l'Amblève en aval du confluent (st. 126 et 127) ne diluent que très partiellement cette pollution.

Le Rohon en aval de Francorchamps (st. 131) et la Warchenne dès l'aval de Faymonville (st. 155, 82 et 83) souffrent constamment d'une forte pollution, tandis que la pollution observée dans la Saxe (st. 142) est très irrégulière, grave en été et en automne, quasi nulle au printemps.

La pollution des eaux de la Warche en aval de Büllingen (st. 70), du Wayai (st. 60, 62 et 65), du Deich (st. 164), de l'Ulf (st. 107), de l'Our (st. 92 et 110) et de la Schwalm (st. 46) est évidente mais beaucoup moins grave. Ni l'ammoniaque, ni les nitrites n'y atteignent des concentrations élevées.

Tableau 10

Clef de détermination des onze types chimiques naturels (valeurs moyennes extrêmes et valeurs en classes) et correspondance géologique (d'après Leclercq, 1984)

paramètre	type 1	type 2	type 3	type 4	type 5	type 6	type 7	type 8	type 9	type 10	type 11
pH unité pH	classe 1 3,6 - 4,4			classe 2 4,6 - 5,4		classe 3 5,6 - 6,5		classe 4 6,7 - 7,3			
alcalinité mg CaCO <sub>3</sub> /l	classe 1 0,0 - 0,5			classe 2 0,7 - 2,7		classe 3 2,8 - 5,7		classe 3 2,8 - 5,7	classe 4 6,0 - 8,7	classe 5 9,2 - 15,1	classe 6 21,0 - 23,3
sulfates mg/l	classe 2 9,6 - 18,0	classe 3 18,2 - 30,0	classe 2 9,6 - 18,0	classe 2 9,6 - 18,0	classe 3 18,2 - 30,0	classe 1-2 2,2 - 18,0	classe 3 18,2 - 30,0	classe 1 2,2 - 9,3			
calcium mg/l	classe 1 1,4 - 2,1	classe 2 2,2 - 7,3		classe 2 2,2 - 7,3		classe 2 2,2 - 7,3	classe 3-4 7,9 - 12,2	classe 1 1,4 - 2,1	classe 2 2,2 - 7,3		
magnésium mg/l	classe 1 0,5 - 1,8			classe 1 0,5 - 1,8	classe 2 1,9 - 2,8	classe 1 0,5 - 1,8	classe 2 1,9 - 2,8	classe 1 0,5 - 1,8		classe 2-3 1,9 - 5,0	classe 3 3,0 - 5,0
fer mg/l	classe 1-2 0,0 - 2,8			classe 1-2 0,0 - 2,8	classe 1 0,0 - 0,5	classe 1 0,0 - 0,5		classe 1 0,0 - 0,5			
aluminium mg/l	classe 2 0,4 - 1,1			classe 1-2 0,0 - 1,1	classe 2 0,4 - 1,1	classe 1 0,0 - 0,3		classe 1 0,0 - 0,3			
chlorures mg/l	classe 1 2,4 - 5,6	classe 1-2 2,4 - 7,8		classe 1 2,4 - 5,6	classe 2 5,7 - 7,8	classe 1-2 2,4 - 7,8	classe 3 8,4 - 10,9	classe 1 2,4 - 5,6	classe 1-2 2,4 - 7,8	classe 1-3 2,4 - 10,9	classe 1-2 2,4 - 7,8
nitrate mg N/l	classe 1 0,1 - 0,7	classe 1-2 0,1 - 1,5		classe 1-2 0,1 - 1,5		classe 1-2 0,1 - 1,5		classe 1 0,1 - 0,7	classe 1-2 0,1 - 1,5		
sodium mg/l	classe 1 1,6 - 3,0		classe 1-2 1,6 - 3,7	classe 1 1,6 - 3,0	classe 2 1,7 - 3,7	classe 1-3 1,6 - 6,4	classe 3 3,7 - 6,4	classe 1 1,6 - 3,0	classe 1-3 1,6 - 6,4		
potassium mg/l	classe 1 0,1 - 1,0			classe 1-2 0,1 - 1,8		classe 1-2 0,1 - 1,8		classe 1 0,1 - 1,0		classe 1-2 0,1 - 1,8	
	types acides			types intermédiaires acides                      peu acides				types neutres très pauvres en HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> et Mg <sup>++</sup> plus riches en HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> et Mg <sup>++</sup>			
substrat géologique	parcours des rivières										
Eslien 2											
Eslien 1											
Slegénien 3											
Slegénien 2											
Slegénien 1											
Gedinnien											
Salmien											
Revinien 3											
Revinien 2											



assise traversée par 100 % des rivières appartenant à ce type  
assise traversée par plus de 50 % des rivières appartenant à ce type  
assise traversée par moins de 50 % des rivières appartenant à ce type



particularités types 4 et 7: silex crétaciques  
type 5: poudingue permien  
type 11: tonalite

## 2.2. Typologie des eaux

### 2.2.1. Introduction

A partir des valeurs moyennes par station de 470 analyses réalisées dans quelque 70 stations situées avec certitude à l'abri de toute influence humaine dans les bassins de la Roer, de la Vesdre, de l'Amblève et de l'Our, Leclercq (1984) a défini onze types naturels d'eaux courantes dans le nord du massif Ardennais.

Sept paramètres principaux suffisent à définir ces onze types naturels, ce sont, par ordre d'importance décroissante, le pH, les bicarbonates, les sulfates, le calcium, le magnésium, le fer et l'aluminium. Les phosphates, l'ammoniaque et les nitrites sont toujours absents de ces eaux naturelles, l'oxydabilité y est, à quelques exceptions près, inférieure à 14 mg O<sub>2</sub>/l. Les concentrations en chlorures, nitrates, sodium et potassium ne sont pas utilisées dans la détermination du type naturel, mais montrent toutefois des différences, parfois très significatives, d'un type à l'autre.

Ces onze types d'eau, statistiquement définis sur une base physico-chimique, se sont avérés étroitement corrélés au substrat géologique des rivières (tabl. 10). L'examen du parcours géologique d'une rivière permet donc de présumer le type naturel de ses eaux. Cette démarche est d'ailleurs la seule qui fasse référence à un type naturel objectivement défini et non à un état de qualité, notion totalement subjective.

345 échantillons d'eau ont été prélevés dans quelque 75 stations des bassins de la Roer, de la Vesdre, de l'Amblève et de l'Our, supposées subir une influence humaine, directe ou indirecte, plus ou moins forte. Ces stations ont été classées en regard des types naturels de Leclercq (1984), en fonction de leur substrat géologique, et les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques calculées par station ont été comparées avec les valeurs moyennes du type naturel présumé (tabl. 11 à 15). Nous avons ainsi pu mettre en évidence un certain nombre de dépassements par rapport aux valeurs attendues. D'autre part, les valeurs moyennes calculées ont été introduites dans la clef de détermination typologique établie par Leclercq, afin de déterminer le type apparent (tabl. 17), résultant d'un glissement d'un type naturel vers un autre type, qui ne concorde pas avec le substrat géologique de la rivière, en raison de l'augmentation des valeurs de pH et d'alcalinité.

### 2.2.2. Les eaux acides: types 1, 2 et 3 (tabl. 11)

#### 2.2.2.1. Appartenance à des types naturels

Les eaux acides rassemblent les types naturels 1, 2 et 3 de Leclercq (1984). Elles se caractérisent par un pH moyen inférieur à 4,5 et une alcalinité moyenne inférieure à 0,5 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Ces rivières sont issues des tourbières et coulent sur Cambro-Ordovicien, les groupes 1 et 2 exclusivement sur Revinien 2, les rivières du groupe 3 ont leurs sources et



Tableau 11

Substrats géologiques et types chimiques naturels présumés acides.  
Valeurs moyennes des paramètres selon les classes définies par Leclercq (1984)  
(sauf pour la conductivité, les phosphates, l'ammoniaque, les nitrites  
et l'oxygène: voir limites des classes p. 70, tabl. 21)

substrat géologique	type 1	st. 22	type 2	st. 1	st. 2	st. 4	st. 187	st. 142	st. 25	st. 27	type 3	st. 156	st. 159	st. 149	st. 141	st. 28
Salmien																
Revinien 3																
Revinien 2																
pH	1	1	1	1	2	1	3	2	1	1	1	3	1	2	2	1
alcalinité	1	1	1	1	1	1	3	4	1	1	1	3	1	2	2	1
sulfates	2	3	3	3	2	3	3	2	3	2	2	3	3	2	3	3
calcium	1	2	2	4	2	3-4	2	2	4	2	2	2	2	3	2	3
magnésium	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	2	1	2
fer	1-2	2	1-2	2	2	2	1	>2	2	2	1-2	1	1	1	1	2
aluminium	2	2	2	1	-	>2	2	2	2	-	2	2	2	2	2	1
chlorures	1	3	1-2	>3	3	>3	1	2	>3	3	1-2	2	2	>3	1	>3
nitrates	1	1	1-2	1	1	1	1	1	1	1	1-2	1	1	2	1	1
sodium	1	2	1	2	2	2	2	>3	1	1	1-3	3	2	3	3	2
potassium	1	1	1	1	1	1	1	>2	1	1	1	1	1	2	1	1
oxydabilité	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
conductivité		3		4	2	3	2	>3	4	3		3	2	3	2	3
phosphates	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0
ammoniaque	0	-	0	-	-	-	-	4	0	-	0	2	-	0	-	-
nitrites	0	-	0	-	-	-	-	1	0	-	0	0	-	0	-	-

l'essentiel de leur cours sur Revinien 2, avec de brefs tronçons sur Revinien 3 ou sur Salmien. Le groupe 1 se distingue du groupe 2 par une teneur en sulfates et en calcium plus faible. Toutes les eaux directement issues du massif tourbeux de la fagne Wallonne appartiennent au groupe 1; les eaux appartenant au groupe 2 sont celles provenant des fagnes du nord (Brackvenn, Steinley, Kutenhart, etc.) et de la bordure sud du haut plateau (Fraineu, Setay, Neur-Lowé, etc.). Le type 3 s'observe sur les affleurements de Revinien 3 et de Salmien, au NW du plateau des Hautes-Fagnes, dans le bassin de la Vesdre, et au SE, dans le bassin de la Roer.

Seul le ru de Polleur (st. 22) pourrait appartenir au type 1.

Le cours supérieur du Getzbach (st. 1 et 2), le Swartsbach (st. 4), la Sawe (st. 142) et le Tros-Marets (st. 25 et 27) appartiennent au type 2, auquel on pourrait également rattacher le canal de la Vesdre (st. 187).

Le type 3 est représenté par la Vesdre (st. 156 et 159), la Louba (st. 149), la Statte (st. 141) et le Tros-Marets (st. 28), qui prennent naissance sur le Revinien 2 où se déroule la majeure partie de leur cours, avant leur passage sur Revinien 3; la station 28 est située à l'arrivée du Tros-Marets sur Salmien; la Vesdre traverse des affleurements de Salmien entre les stations 156 et 159.

#### 2.2.2.2. Dépassements et sources de pollution

Dans tous les cas, les valeurs moyennes de plusieurs paramètres dépassent les valeurs moyennes du groupe de référence (tabl. 17).

La teneur en sulfates et en calcium du ru de Polleur (st. 22) pourrait intercéder en faveur de son appartenance au type 2 plutôt qu'au type 1, mais quelqu'en soit le type naturel, les teneurs en sodium et en chlorures y sont anormalement élevées et une augmentation concomitante de la teneur en calcium peut donc y être suspectée. Les rejets d'eaux usées de l'hôtel du Mont-Rigi, sans aucune épuration, dans les têtes de sources de ce ruisseau sont à l'origine de cette pollution.

Le Getzbach (st. 1 et 2) et le Swartsbach (st. 4) montrent également un excès de sodium, calcium et chlorures; ces deux derniers ions atteignent aussi des valeurs anormales dans le Tros-Marets (st. 25 et 27); comme nous en avons déjà émis l'hypothèse (Fabri & Leclercq, 1979), les sels de déneigement épandus sur les routes avoisinantes (RN31 Eupen-Monschau dans le cas du Getzbach et du Swartsbach, RN28 Eupen-Malmedy dans le cas du Tros-Marets) peuvent être considérés comme responsables de ces pollutions.

Le cas du canal de la Vesdre (st. 187) est assez particulier: les eaux de la Vesdre, naturellement très acides et très pauvres en bicarbonates, sont dérivées vers le Steinbach par un canal bétonné dont l'érosion par dissolution suffit à relever le pH et le taux de bicarbonates de la rivière, lui conférant ainsi des caractéristiques proches de celles observées naturellement dans le type 7.

La Sawe (st. 142) montre en moyenne des valeurs de pH et surtout d'alcalinité anormalement élevées, avec de fortes teneurs en magnésium, fer, sodium et potassium et une oxydabilité très importante, dues aux effluents des fermes de la Propriété nationale terrienne à Jalhay. Aucun des types naturels observés en Ardenne ne montre une combinaison de telles valeurs de pH et d'alcalinité, la pollution provoque donc un déséquilibre très net des eaux. On y note aussi des taux de phosphates et d'ammoniaque

Tableau 12

Substrats géologiques et types chimiques naturels présumés intermédiaires.  
Valeurs moyennes des paramètres selon les classes définies par Leclercq (1984)  
(sauf pour la conductivité, les phosphates, l'ammoniaque, les nitrites  
et l'oxygène: voir limites des classes p. 70, tabl. 21)

substrat géologique	type 4	type 5	type 6	st. 146	st. 166	st. 174	type 7	st. 60	st. 128	st. 132	st. 131	st. 134
Siegenien 3												
Siegenien 2												
Siegenien 1												
Gedinnien						↓						
Salmien				↑	↑							
Revinien 3												
Revinien 2												
pH	2	2	3	4	4	3	3	3-4	4	4	4	3-4
alcalinité	2	2	3-4	4-5	5-6	2	3	>6	5	5	>6	5
sulfates	2	3	1-2	3	3	1	3	3	2	2	3	3
calcium	2	2	2	2	4	2	3-4	>4	3	3-4	>4	3-4
magnésium	1	2	1	3	>3	2	2	3	2	2	3	2-3
fer	1-2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
aluminium	1-2	2	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1
chlorures	1	2	1-2	2	3	3	2-3	>3	3	2	>3	3
nitrates	1	1-2	1	>3	>3	2	2-3	2	2	2	2	2
sodium	1-3	2-3	1-3	3	3	1	3	>3	3	>3	>3	3
potassium	1	1-2	1	2	>2	1	1-2	>2	2	>2	>2	2
oxydabilité	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1-2	1
conductivité				3	4	4		4	3	3	4	3
phosphates	0	0	0	2	0	0	0	2	2	2	5	2
ammoniaque	0	0	0	-	0	0	0	1	-	-	5	-
nitrites	0	0	0	-	0	0	0	2	-	-	3	-

importants et une concentration non négligeable en nitrites.

La Vesdre à Rötgen (st. 156) atteint un pH, une alcalinité et une teneur en sulfates en moyenne nettement supérieurs à ceux du type 3, mais semblables à ceux du type 7; tandis que les teneurs faibles en calcium et en magnésium confirment son appartenance au type 3. La concentration en phosphates y est relativement élevée et l'ammoniaque et les nitrites sont régulièrement présents en traces. Le rejet des eaux usées de Rötgen dans la Vesdre provoque donc un glissement du type naturel très acide et très pauvre en bicarbonates vers un type apparent faiblement acide et mieux pourvu en bicarbonates.

En aval, à Bellesforsterbrücke (st. 159), la Vesdre qui est principalement alimentée par le Steinbach et l'Eschbach, retrouve des caractéristiques proches de son type naturel présumé; les sulfates amenés par les affluents plus riches en cet élément y sont abondants. L'absence de phosphates s'explique par le détournement des eaux en aval de Rötgen et non par l'auto-épuration de la rivière.

Les eaux de la Statte (st. 141) et celles de la Louba (st. 149) ont un pH et une alcalinité un peu plus élevés que les valeurs attendues eu égard à leur substrat géologique. On y observe également des traces de phosphates; la Louba montre, en outre, un excès de calcium, magnésium, chlorures et potassium. Ces deux rivières reçoivent chacune des eaux usées d'un hameau de Jalhay: Solwaster pour la Statte et Herbiester pour la Louba, qui collecte aussi une partie des eaux de la RN27 Verviers - Sankt-Vith (actuellement, les eaux d'Herbiester et les eaux de la RN27 sont amenées vers le bassin de la Hoëgne, afin d'éviter les risques de pollution du lac de la Gileppe, destiné à l'alimentation en eau potable de Verviers, par les apports de la Louba).

Les pH et alcalinité moyens du Tros-Marets (st. 28) diffèrent peu de la moyenne du type 3, mais les sulfates, le calcium, le magnésium et les chlorures y sont trop abondants, sans doute en relation, comme en amont, avec les eaux en provenance de la RN28 Eupen-Malmedy. On n'y décèle aucune trace de phosphates.

### 2.2.3. Les eaux intermédiaires: types 4, 5, 6 et 7 (tabl. 12)

#### 2.2.3.1. Appartenance à des types naturels

Les types 4 et 5 correspondent à des intermédiaires acides (pH moyen de 4,5 à 5,5) et très pauvres en bicarbonates (de 0,7 à 2,7 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ), dont les sources se trouvent en milieu tourbeux, dans la plupart des cas sur Revinien 2, exceptionnellement sur Revinien 3, et qui parcourent ensuite une ou plusieurs des assises suivantes: Revinien 3, Salmien, Gedinnien, Siegenien 1. Ces deux types ne sont pas représentés dans notre échantillonnage.

Les types 6 et 7 sont des intermédiaires faiblement acides (pH moyen de 5,5 à 6,5) et mieux pourvus en bicarbonates, quoique encore très pauvres (de 2,8 à 5,7 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ). Leurs sources sont habituellement en milieu tourbeux. Le type 6 est très hétérogène du point de vue géologique, il rassemble en effet des rivières coulant uniquement sur Cambro-Ordovicien

(Revinien 2 et 3 et Salmien), des rivières dont le cours se déroule entièrement sur Siegenien 1 ou sur Siegenien 3 et une rivière passant du Siegenien 1 au Gedinnien. Les eaux du type 7 parcourent toutes le Revinien 3, certaines d'entre elles traversent le Revinien 2, le Salmien ou des lambeaux de Crétacé (zones riches en nodules de silex).

Le type 6 est représenté par le ruisseau de Botné (st. 146 et 166) dont le cours se trouve entièrement sur Salmien. La situation géologique du Ladebach (st. 174), à savoir l'entièreté du cours sur Gedinnien, ne correspond à aucun des types de référence de Leclercq (1984); sur base de l'unique série d'analyses réalisée dans cette rivière, nous pouvons la rattacher au type 6, auquel appartiennent d'ailleurs deux rivières géographiquement très proches, la Roba (st. 119) et le Rechterbach (st. 121), ce dernier ayant une partie de son bassin versant sur Gedinnien; cette conclusion est très plausible compte tenu de l'hétérogénéité des rivières de ce type, qui ont pour principal point commun la présence de bas-marais ou de petites tourbières en zones de sources.

Le Wayai (st. 60), le Hockai (st. 128 et 132), le Rohon (st. 131) et l'Eau-Rouge (st. 134) relèvent du type 7. Le Wayai prend ses sources sur Revinien 2 avant de passer alternativement sur Revinien 3 et sur Salmien; le Hockai, le Rohon et l'Eau-Rouge proviennent du Revinien 3, puis passent sur Revinien 2.

#### 2.2.3.2. Dépassements et sources de pollution

La plupart des paramètres mesurés dans le ruisseau de Botné (st. 146 et 166) montrent des valeurs anormalement élevées par rapport au type naturel présumé; ces valeurs correspondent apparemment au type 10. Ce ruisseau reçoit une partie des effluents de Charneux et de Surister, il traverse, en outre, des zones de pâtures dans son cours inférieur: ces apports, relativement importants comparativement au faible débit du ruisseau, suffisent à expliquer la pollution des eaux; la charge organique est toutefois rapidement résorbée puisque l'oxydabilité et la teneur en phosphates restent faibles et qu'on n'y décèle aucune trace d'ammoniaque, ni de nitrites.

Le pH moyen du Wayai (st. 60) dépasse faiblement la valeur attendue, tandis que l'alcalinité, le calcium, le magnésium, les chlorures, le sodium et le potassium y dépassent largement les teneurs observées dans les types de référence. On y note également des phosphates, de l'ammoniaque et des nitrites en quantités significatives. Cette pollution résulte des rejets dans le lac de Warfaaz, situé quelques centaines de mètres en amont de la station de prélèvement, où est installé un complexe touristique, et des effluents des hameaux de Nivezé et de Balmoral.

Les eaux du Hockai (st. 128 et 132) ont un pH et une alcalinité nettement supérieurs aux valeurs moyennes du type 7, mais proches des valeurs moyennes du type 10; ces moyennes élevées proviennent des mesures effectuées lors de la sécheresse de 1976, qui eut notamment pour conséquence une augmentation du pH et de la teneur en sels minéraux des rivières et une aggravation des pollutions. (N.B. Les valeurs moyennes du type 7 ont été calculées par Leclercq sur des analyses effectuées pour la plupart en 1977.) L'excès de sodium et de potassium observé à la station 132 est vraisemblablement dû aux effluents des hameaux de Ster et Cronchamps et à la traversée des pâtures.

Seule la situation géologique du Rohon (st. 131) et la proximité, en amont, d'une station de référence (st. 130) permettent de présumer son appartenance au type 7. En effet, les caractéristiques physico-chimiques naturelles de la rivière sont profondément modifiées par les apports des égouts de Francorchamps et presque tous les paramètres atteignent des valeurs nettement supérieures aux seuils du type naturel présumé, et même des types les plus riches dans la typologie de référence. Les taux importants de phosphates, d'ammoniaque et de nitrites font ressortir la gravité de cette pollution.

L'Eau-Rouge (st. 134) est nettement influencée par les apports du Rohon, toutefois seule l'alcalinité moyenne y observée dépasse le seuil du type naturel (type apparent: type 10). Les phosphates y sont significativement présents, l'ammoniaque et les nitrites n'y ont jamais été dosés.

#### 2.2.4. Les eaux neutres:

types 8, 9, 10 et 11 (tabl. 13 à 15)

##### 2.2.4.1. Appartenance à des types naturels

Les eaux neutres ont des pH moyens compris entre 6,7 et 7,3; elles se répartissent en 4 types en fonction de leur alcalinité; leur teneur en magnésium permet de distinguer les types 8 et 9, très pauvres, des types 10 et 11, plus riches en cet élément. Elles parcourent principalement les terrains du Dévonien inférieur.

Le type 8 est le plus pauvre en sels minéraux (alcalinité inférieure à 6 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ), il rassemble les rivières dont le cours se déroule presque exclusivement sur Siegenien 3. Le type 9 montre une alcalinité de 6 à 9 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$  et des teneurs en calcium, chlorures, nitrates et sodium un peu plus élevées. Ce type est très hétérogène sur le plan géologique: plus de la moitié des rivières de ce type parcourent les assises du Gedinnien et du Siegenien 1, quelques unes proviennent d'assises plus récentes (Siegenien 2 et 3 ou Emsien 1 et 2).

Les types 10 et 11, nettement plus minéralisés, sont pratiquement limités à l'étage Emsien, avec seulement quelques incursions dans le Siegenien 3 pour le type 10, tandis que les eaux du type 11 ne quittent pas l'Emsien 2.

L'échantillonnage dans les eaux de type naturel 8 est très réduit: seul le Heckbach (st. 112) et le cours supérieur de l'Amblève (st. 115) s'y rattachent.

Le type 9 est beaucoup mieux représenté, surtout dans le bassin de l'Amblève en amont du confluent avec la Warche: Amblève (st. 116, 118, 120 et 125), Möderscheiderbach (st. 113 et 114), Emmels (st. 117), Rechterbach (st. 123 et 124) et Warchenne (st. 81, 155, 82 et 83). C'est aussi le type naturel présumé de la Roer (st. 45), de la Schwalm (st. 46) et du Windgenbach (st. 41) dans le bassin de la Roer, et d'une seule station du bassin de la Vesdre, le ruisseau de Hélini (st. 147).

Le type 10 est le plus fréquent dans notre échantillonnage, il rassemble la Warche (st. 69, 70, 56, 71, 72, 80, 84 et 85), l'Amblève en aval du confluent (st. 126 et 127), le cours supérieur de l'Our (st. 86 et 87), le

Tableau 13

Substrats géologiques et types chimiques naturels présumés neutres  
pauvres en bicarbonates. Valeurs moyennes des paramètres  
selon les classes définies par Leclercq (1984) (sauf pour la conductivité,  
les phosphates, l'ammoniaque, les nitrites et l'oxygène:  
voir limites des classes p. 70, tabl. 21)

substrat géologique	type 8	st. 112	st. 115	type 9	st. 41	st. 45	st. 46	st. 113	st. 114	st. 117	st. 116	st. 118	st. 120	st. 123	st. 124	st. 125	st. 81	st. 155	st. 82	st. 83	st. 147
Emsien 1																					
Siegenien 3																					
Siegenien 2																					
Siegenien 1																					
Gedinnien																					
Salmien																					
Revinien 3																					
Revinien 2																					
Devillien																					
pH	4	4	4	4	4	4	4	4	4	>4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	>4	4
alcalinité	3	5	>6	4	5	4	5	5	5-6	5	>6	5-6	5-6	5	4-5	5	5	>6	>6	>6	5-6
sulfates	1	1	1	1	1	2	1-2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	3	2	2	2	3
calcium	1	2	2-3	2	2	2	2	3	3	2	2-3	2	2	2	2	2	4	4	4	>4	4
magnésium	1	2	3	1	1	2	2	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	3	>3
fer	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
aluminium	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	-
chlorures	1	2	3	1-3	1	2	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	>3	>3	>3	>3
nitrites	1	2	2-3	1-2	1	2	2	3	>3	>3	>3	>3	>3	2	2	>3	2	>3	>3	>3	>3
sodium	1	3	3	1-3	2	3	>3	3	3	3	>3	3	3	3	3	3	3	>3	>3	>3	3
potassium	1	>2	2	1	1	2	2	2	2	2	>2	2	2	2	2	2	2	>2	>2	>2	2
oxydabilité	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1-2	1	1	1
conductivité		2	3		2	2	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	4	4	4	4
phosphates	0	2	3	0	2	4	4	0	1	3	3	3	3	3	1	2	1	5	5	5	0
ammoniaque	0	-	-	0	1	-	0	0	0	-	-	-	-	1	1	1	-	4	4	3	-
nitrites	0	-	-	0	0	-	1	1	2	-	-	-	-	2	1	3	-	4	4	4	-

Tableau 14

Substrats géologiques et types chimiques naturels présumés neutres  
riches en bicarbonates (type 10, bassin de l'Our).  
Valeurs moyennes des paramètres selon les classes définies par Leclercq (1984)  
(sauf pour la conductivité, les phosphates, l'ammoniaque, les nitrites  
et l'oxygène: voir limites des classes p. 70, tabl. 21)












substrat géologique	type 10	st. 86	st. 87	st. 164	st. 97	st. 99	st. 100	st. 101	st. 102	st. 104	st. 103	st. 158	st. 105	st. 106	st. 107
Emsien 2		↑	↑	↑											
Emsien 1		↑	↑	↑	↑	↑				↑		↑		↑	↑
Siegenien 3						↑	↑		↑		↑	↑	↑	↑	↑
Siegenien 2								↑	↑	↑					
Siegenien 1								↑	↑	↑					
Gedinnien															
pH	4	>4	>4	>4	>4	4	4	4	4	>4	>4	>4	4	>4	>4
alcalinité	5	5-6	6	>6	4	5	5	5	5-6	>6	>6	5	6	6	>6
sulfates	1	1	2	2	1	1	1	2	1	2	2	1	2	2	2
calcium	2	2	3	>4	2	2	2	2	3	3-4	>4	2	3-4	3	4
magnésium	2-3	3	>3	>3	2	2	2	3	3	3	>3	3	>3	3	>3
fer	1	1	1	2	2	1	1	2	1	2	2	1	1	1	1
aluminium	1	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1
chlorures	1-3	3	>3	>3	1	1	1	2-3	>3	>3	>3	1	>3	>3	>3
nitrites	1-3	2	3	>3	2	2	2	2	>3	>3	2	2	>3	>3	>3
sodium	1-3	3	3	>3	1	2	1	3	3	>3	>3	2	>3	>3	>3
potassium	1-2	2	2	>2	2	2	2	1	2	>2	>2	2	>2	>2	>2
oxydabilité	1-2	1	1	>2	1	1	1	1	1	1	>2	1	1	1	1
conductivité		3	3	6	2	2	2	2	2	4	6	2	4	3	4
phosphates	0	3	2	5	2	0	1	0	2	6	7	0	3	2	3
ammoniaque	0	-	1	0	-	0	-	-	0	4	6	1	-	-	-
nitrites	0	-	3	0	-	0	-	-	1	2	6	4	-	-	-



Tableau 15

Substrats géologiques et types chimiques naturels présumés neutres  
riches en bicarbonates (type 10, bassin de l'Amblève et type 11).  
Valeurs moyennes des paramètres selon les classes définies par Leclercq (1984)  
(sauf pour la conductivité, les phosphates, l'ammoniaque, les nitrites  
et l'oxygène: voir limites des classes p. 70, tabl. 21)

substrat géologique	type 10	st. 69	st. 70	st. 56	st. 71	st. 72	st. 80	st. 84	st. 85	st. 126	st. 127	type 11	st. 92	st. 90	st. 108	st. 109	st. 110
Fmsien 2					•	•	•	•	•	•	•		↺	↺	↺	↺	↺
Fmsien 1		↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓		↺	↺	↺	↺	↺
Siegenien 3			↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓				↓	↓	↓
Siegenien 2					↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓					↓	↓
Siegenien 1						↓	↓	↓	↓	↓	↓					↓	↓
Gedinnien							↓	↓	↓	↓	↓						
Salmien							↓	↓	↓	↓	↓						
Revinien 3							↓	↓	↓	↓	↓						
Revinien 2							•	•	•	•	•						
Devillien									↓	↓	↓						
pH	4	4	>4	4	>4	>4	4	4	>4	4	4	4	4	4	4	4	4
alcalinité	5	5-6	>6	5-6	5-6	5	5	>6	>6	6	6	6	6	6	6	6	6
sulfates	1	1	2	1	2	2	2	2	3	3	3	1	2	2	1	2	3
calcium	2	2	2-3	3	2	2	3	4	>4	4	4	2	3-4	2	2	3	3
magnésium	2-3	3	3	3	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
fer	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
aluminium	1	1	1	-	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1
chlorures	1-3	2-3	3	3	3	>3	3	3	>3	3	3	2	3	2	3	3	3
nitrites	1-2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1-2	2	2	2	2	2
sodium	1-3	3	>3	3	3	3	3	>3	>3	3	3	2-3	3	3	3	3	3
potassium	1-2	2	>2	>2	>2	>2	1	>2	>2	2	2	1-2	2	2	2	2	2
oxydabilité	1-2	1	1	1	1	1	1	1	>2	2	1-2	1	1	1	1	1	1
conductivité		3	3	3	3	3	3	3	5	5	5		4	3	3	3	4
phosphates	0	3	5	4	2	3	0	4	1	3	2	0	2	2	2	4	4
ammoniaque	0	1	2	1	-	-	-	-	5	-	3	0	1	-	-	-	-
nitrites	0	2	2	3					4		4	0	3	-			

Deich (st. 164), le Kleingeisserbach (st. 100), le Kleinweberbach (st. 97), le Weberbach (st. 99), le Braunlauf (st. 101, 102 et 104), le Prümmerbach (st. 103), le Hasselbach (st. 158) et l'Ulf (st. 105, 106 et 107).

Le type 11 est limité au cours moyen de l'Our (st. 92, 90, 108, 109 et 110).

#### 2.2.4.2. Dépassements et sources de pollution

Les bassins versants des rivières des types naturels 8, 9, 10 et 11 sont l'objet d'une exploitation agricole intensive, le domaine forestier y est relativement réduit, les incultes très rares, et la plus grande partie du sol est occupée par des prairies permanentes. Il n'est donc pas étonnant de trouver dans la plupart des rivières des teneurs en nitrates et en potassium nettement supérieures aux concentrations observées dans les rivières intactes de toute pollution: elles résultent notamment de l'épandage d'engrais chimiques et de lisier.

De plus, l'habitat est omniprésent dans ces bassins; le maillage des villages et de leurs hameaux autour des deux centres urbains, Malmédy et Sankt-Vith, est très dense; aussi, peu de rivières et ruisseaux sont-ils épargnés par les rejets directs ou indirects d'eaux domestiques, ce qui provoque une augmentation du pH, de l'alcalinité, du calcium, des chlorures et du sodium et, par dégradation des composés organiques, l'apparition de phosphates, ammoniacque et nitrites en quantités parfois très importantes.

Le Heckbach (st. 112), l'Amblève en amont du confluent avec la Warche (st. 115, 116, 118, 120 et 125) et le Möderscheiderbach (st. 113 et 114) reçoivent surtout des eaux de ruissellement de prairies, les rejets d'égouts y sont très faibles étant donné l'importance réduite et la grande dispersion des villages situés sur leur cours. On y note une alcalinité élevée par rapport à celle du type naturel présumé, tendant vers des types apparents 10 et 11; les chlorures, le sodium, le potassium et surtout les nitrates y sont abondants, les phosphates sont toujours présents, mais en quantité très variable.

Les eaux du Rechterbach en aval de Recht (st. 123 et 124) sont encore très proches du type naturel présumé, on y remarque toutefois une alcalinité et une teneur en potassium excessives et la concentration en chlorures et en sodium y est relativement élevée; ces eaux contiennent régulièrement des quantités significatives de phosphates et des traces d'ammoniacque et de nitrites.

Sauf en amont de Faymonville (st. 81), les eaux de la Warchenne (st. 155, 82 et 83) sont gravement touchées par la pollution et la plupart des paramètres, y compris les phosphates, l'ammoniacque et les nitrites, y atteignent des valeurs excessivement élevées. Cette petite rivière reçoit en effet, sans aucune épuration, les eaux usées de Faymonville et Waimès et une partie de celles de Malmédy.

Dans le bassin de la Roer, le Windgenbach (st. 41) collecte une partie des effluents du camp militaire d'Elsenborn, ce qui entraîne une augmentation de l'alcalinité moyenne de ses eaux par rapport au type naturel présumé, et aussi la présence occasionnelle de phosphates et de traces d'ammoniacque et de nitrites.

La Schwalm (st. 46) reçoit des effluents de Kalterherberg et de Höfen en amont de Monschau, on y décèle une alcalinité et des teneurs en sodium et en potassium excessives, avec une concentration moyenne importante en phosphates et des traces de nitrites. La Roer (st. 45) qui a déjà reçu des effluents de Kalterherberg, notamment ceux d'un terrain de camping-caravaning, montre une nette augmentation de l'alcalinité, du potassium et des phosphates de ses eaux en aval du confluent avec la Schwalm.

Le ruisseau de Hélivi (st. 147) (bassin de la Vesdre) déroule la majeure partie de son cours dans les pâtures et reçoit une partie des eaux de Surister. On y a mesuré une alcalinité élevée et de fortes teneurs en calcium, chlorures, nitrates et potassium.

Dans le bassin de l'Our, seules quelques rivières ont conservé des caractéristiques physico-chimiques relativement proches de celles de leur type naturel présumé, ce sont le Kleinweberbach (st. 97), le Weberbach (st. 99), le Kleingeisserbach (st. 100), le cours supérieur du Braunlauf (st. 101) et le Hasselbach (st. 158); toutes ces eaux contiennent néanmoins des traces de phosphates, ce qui permet de suspecter une certaine pollution.

L'Our lui-même montre, dans la partie supérieure de son cours (st. 86), des teneurs élevées, mais pas excessives, en chlorures et en sodium, tandis que son pH et son alcalinité moyens dépassent les valeurs moyennes du type 10; en aval (st. 87, 92, 109 et 110), la plupart des paramètres atteignent des valeurs anormalement hautes. Les valeurs plus proches de la normale observées aux stations 90 et 108 pourraient s'expliquer par une dilution par des affluents non pollués.

Le Deich (st. 164), le Prümerbach (st. 103), le Braunlauf (st. 102 et 104) et l'Ulf (st. 105, 106 et 107) sont gravement pollués et tous les paramètres y dépassent largement les seuils observés naturellement. Ces ruisseaux reçoivent notamment les effluents de Manderfeld, Sankt-Vith, Espeler, Oudler et Reuland.

Les caractéristiques moyennes des eaux de la Warche en amont de Büllingen (st. 69) sont très voisines de celles de son type naturel présumé, mais elles montrent cependant une concentration élevée en nitrates et des teneurs significatives en phosphates, ammoniacque et nitrites. Dès l'aval de Büllingen (st. 70), la rivière est gravement polluée par les eaux de la laiterie (dont la station d'épuration n'existait pas à l'époque de nos prélèvements), de la cimenterie et les eaux domestiques de l'agglomération. La situation s'améliore ensuite faiblement (st. 56, 71 et 72), les apports d'effluents étant réduits sur ce tronçon; de plus, le séjour des eaux dans les lacs de barrage n'est pas sans influence sur leurs caractéristiques physico-chimiques et on observe une diminution de l'alcalinité, du calcium et du sodium en aval du lac de Bütgenbach (st. 71).

A l'entrée de Malmedy (st. 80), la Warche retrouve un pH et une teneur en sels minéraux proches de la normale et les phosphates y sont absents; cette restauration de la qualité des eaux est essentiellement due à la dilution par le Bayehon et le Tros-Marets: le mélange de ces eaux acides et à peine bicarbonatées avec les eaux plus alcalines et plus riches de la Warche

aboutit assez curieusement à la reconstitution d'un type chimique équivalent au type naturel présumé.

En aval de Malmedy (st. 84 et 85), la situation se détériore d'une manière catastrophique à cause des rejets des papeteries, tanneries, abattoir, laiterie, égouts urbains et apports de la Warchenne; tous les paramètres atteignent des valeurs extrêmes. Cette grave pollution se répercute sur l'Amblève en aval du confluent (st. 126 et 127).

#### 2.2.5. Les eaux de tendance calcaire : type 12 (tabl. 16)

La typologie mise au point par Leclercq (1984) n'englobe pas les rivières parcourant les assises géologiques plus riches en calcaire de la fenêtre de Theux (séquence continue du Revinien 3 au Carbonifère), ni le poudingue de Malmedy (Permien). Nous avons néanmoins prospecté une dizaine de stations se trouvant sur de tels substrats, ce sont, dans le bassin de la Vesdre, le Wayai (st. 62 et 65), le ruisseau de Winamplanche (st. 64), le Chawion (st. 163), le Turon (st. 151) et le Targnon (st. 152) qui parcourent la fenêtre de Theux, et, dans le bassin de l'Amblève, un ruisseau sans nom (st. 79, que nous appelons "ruisseau du poudingue"), le ru Stave (st. 171 et 161) et l'Eau-Rouge (st. 135).

Les eaux de ces rivières se sont révélées faiblement alcalines et riches en bicarbonates et en calcium. Sauf dans le Targnon (st. 152), qui n'a été prospecté qu'une fois, nous y avons régulièrement noté la présence de phosphates. Le Wayai (st. 62 et 65) et le ruisseau de Winamplanche (st. 64), qui reçoivent respectivement les égouts de Spa et de Winamplanche, contiennent, en outre, de l'ammoniaque et des nitrites en faible quantité. Il semblerait donc qu'aucune de ces eaux ne soit vraiment restée à l'état naturel, mais nous ne disposons d'aucune référence nous permettant d'y déceler avec certitude les paramètres qui y atteignent des valeurs anormales.

#### 2.2.6. Conclusions

##### 2.2.6.1. Géologie et types naturels présumés

L'examen du parcours géologique des rivières permet incontestablement de présumer leur type naturel par rapport aux situations de référence analysées par Leclercq (1984). Le réseau d'observations établi sur les rivières des quatre bassins versants du nord du massif Ardennais, Roer, Vesdre, Amblève et Our, donne des informations sur la fréquence et la stabilité des onze types naturels.

Les types acides (1, 2 et 3) sont très fréquents et très stables, même sur d'assez longs tronçons de rivières.

Leurs caractéristiques physico-chimiques sont bien définies et correspondent à des situations géologiques et pédologiques très nettes (substrat cambro-ordovicien, principalement Revinien 2, et sources en tourbières).

Tableau 16

Substrats géologiques des eaux de tendance calcaire.  
Valeurs moyennes des paramètres selon les classes définies par Leclercq (1984)  
(sauf pour la conductivité, les phosphates, l'ammoniaque, les nitrites  
et l'oxygène: voir limites des classes p. 70, tabl. 21)

bassin de la Vesdre							bassin de l'Amblève				
substrat géologique	st. 62	st. 64	st. 65	st. 163	st. 151	st. 152	substrat géologique	st. 79	st. 171	st. 161	st. 135
Revinien 2	↓	↓	↓				Revinien 2				↓
Revinien 3	↓	↓	↓				Revinien 3				↓
Salmien	↓	↓	↓				Salmien	↓	↓	↓	↓
Salmien	↓	↓	↓				poudingue Permien	↓	↓	↓	↓
Revinien 3	↓	↓	↓	↓							
Salmien	↓	↓	↓	↓							
Gedinnien			↓	↓							
Siegenien 1			↓								
Siegenien 2-3											
Emsien 1											
Emsien 2-3					↑						
Dévonien moyen supér. Carbonifère					↑	↑					
Salmien					↓	↓					
pH	4	4	4	4	>4	>4	pH	>4	4	>4	4
alcalinité	>6	5	>6	6	>6	>6	alcalinité	>6	5	>6	6
sulfates	3	2	3	2	3	2	sulfates	2	2	2	2
calcium	>4	3	>4	4	>4	>4	calcium	>4	>4	>4	>4
magnésium	3	2	3	3	3	>3	magnésium	>3	2	3	3
fer	1	1	1	1	1	1	fer	1	1	1	1
aluminium	1	1	1	1	1	-	aluminium	1	1	1	1
chlorures	>3	2	>3	2	>3	3	chlorures	2	>3	3	3
nitrites	2	2	2	2	>3	2	nitrites	>3	>3	>3	2
sodium	>3	3	>3	3	3	3	sodium	3	3	3	3
potassium	>2	2	2	2	>2	>2	potassium	1	>2	>2	2
oxydabilité	1	1	1	1	1	1	oxydabilité	1	1	1	1
conductivité	4	3	4	3	5	4	conductivité	5	3	4	4
phosphates	3	2	2	2	1	0	phosphates	1	4	2	0
ammoniaque	2	1	1	-	0	-	ammoniaque	0	0	0	-
nitrites	3	1	2	-	0	-	nitrites	0	0	0	-

Les types intermédiaires (4, 5, 6 et 7) sont beaucoup plus rares. Sur le plan chimique, ils sont plus variables et moins tranchés. Ils correspondent à des situations de transition géologique et pédologique (passage du Cambro-Ordovicien aux assises les plus anciennes du Dévonien inférieur; sources en milieu tourbeux et cours entier sur Gedinnien ou sur Siegenien), coïncidence de facteurs rarement réalisée. Ils s'observent seulement sur de brefs tronçons de rivières.

Les types neutres (8, 9, 10 et 11) sont les plus abondants. Ils résultent d'un équilibre chimique des eaux facilement atteint par diverses combinaisons de substrats géologiques sur Dévonien inférieur.

Les eaux de tendance calcaire, non étudiées par Leclercq, sont assez exceptionnelles dans la région prospectée. Elles se rencontrent dans la fenêtre de Theux et sur le poudingue de Malmedy. Nous ne disposons d'aucune référence sûre pour leur étude.

#### 2.2.6.2. Pollutions et types apparents (tabl. 17)

En milieu rural agricole, la plupart des rivières montrent un pH, une alcalinité et des teneurs en calcium, chlorures, nitrates, sodium et potassium supérieures aux valeurs moyennes observées dans leur type naturel présumé. Ces dépassements des valeurs attendues entraînent, dans un certain nombre de cas, un glissement vers un type apparent qui ne concorde pas avec le substrat géologique de la rivière.

On constate ainsi que:

- en présence d'une faible pollution, les eaux acides (types 1, 2 et 3) tendent vers les types intermédiaires (types 4, 5, 6 et 7), et les eaux intermédiaires vers les types neutres (types 8, 9, 10 et 11);
- l'effet d'une faible pollution sur les eaux neutres est beaucoup moins sensible et se traduit seulement par un glissement des types 8 et 9, très pauvres, vers les types 10 et 11, plus riches;
- de fortes pollutions provoquent le glissement des eaux de types acides ou intermédiaires vers les types neutres 10 et 11;
- dans les eaux de types naturels présumés neutres, une forte pollution se manifeste par un dépassement de pH et d'alcalinité au delà des valeurs définies par Leclercq (1984) pour les types naturels du nord de l'Ardenne, et donc un glissement vers les types d'eaux de tendance calcaire.

La clef de détermination du groupe typologique (tabl. 10), établie par Leclercq (1984), sur base des sept paramètres principaux ne peut en aucun cas être utilisée en aveugle sans avoir examiné au préalable le contexte géologique de la rivière étudiée, sous peine de méconnaître de profondes modifications des eaux, dont l'importance sur le plan biologique est très grande puisqu'elle se traduit, dans la plupart des cas, par un glissement des types naturels plus ou moins acides et pauvres en bicarbonates et en calcium, vers des types neutres à faiblement alcalins, mieux pourvus en ces éléments.

L'eutrophication et la pollution des rivières entraînent donc une banalisation des milieux naturels, en provoquant la régression, voire la disparition, des milieux les plus acides et des milieux de type intermédiaire naturellement peu représentés et très instables.

Tableau 17

Types naturels présumés (T.N.P.) et types apparents (T.A.)  
des rivières du nord de l'Ardenne en milieu rural, avec indication  
des paramètres dont la valeur moyenne est supérieure à celle du T.N.P.

n° rivière	T.N.P.	T.A.	pH	alc	SO4	Ca	Mg	Fe	Cl	NO3	Na	K	oxyd
22 Polleur	1	2			>	>			>		>		
1 Getzbach	2	2				>			>		>		
2 Getzbach	2	3	>						>		>		
4 Swarstbach	2	2				>	>		>		>		
187 can. Vesdre	2	7	>	>							>		
142 Sawe	2	4	>	>			>	>			>	>	>
25 Tros-Marets	2	2				>			>				
27 Tros-Marets	2	3				>			>				
156 Vesdre	3	7	>	>	>								
159 Vesdre	3	2			>								
149 Louba	3	4	>	>		>	>		>			>	
141 Statte	3	5	>	>	>								
28 Tros-Marets	3	2			>	>	>		>				
146 Botné	6	10	>	>	>		>			>		>	
166 Botné	6	11	>	>	>	>	>		>	>		>	
174 Ladebach	6	6					>		>				
60 Wayai	7	11		>		>	>		>		>	>	
128 Hockai	7	10	>	>									
132 Hockai	7	10	>	>							>	>	
131 Rohon	7	>11	>	>		>	>	>	>		>	>	>
134 Eau-Rouge	7	10		>			>						
112 Heckbach	8	10		>		>	>		>	>	>	>	
115 Amblève	8	11		>		>	>		>	>	>	>	
41 Windgenbach	9	10		>				>					
45 Roer	9	9											>
46 Schwalm	9	10		>							>	>	
113 Möderscheiderb.	9	10		>		>				>		>	
114 Möderscheiderb.	9	10		>		>				>		>	
117 Emmels	9	10	>	>						>		>	
116 Amblève	9	11		>						>	>	>	
118 Amblève	9	10		>						>		>	
120 Amblève	9	10		>						>		>	
123 Rechterbach	9	10		>								>	
124 Rechterbach	9	9		>								>	
125 Amblève	9	10		>						>		>	
81 Warchenne	9	10		>		>						>	
155 Warchenne	9	11		>		>			>	>	>	>	
82 Warchenne	9	>11		>		>			>	>	>	>	
83 Warchenne	9	>11	>	>		>			>	>	>	>	
147 Hélini	9	10		>		>			>	>		>	

Tableau 17 (suite)

n° rivière	T.N.P.	T.A.	pH	alc	SO4	Ca	Mg	Fe	Cl	NO3	Na	K oxyd
86 Our	10	11	>									
87 Our	10	11	>	>	>	>	>		>			
164 Deich	10	>11	>	>	>	>	>	>	>	>	>	>
97 Kleinweberbach	10	9	>					>				
99 Weberbach	10	10										
100 Kleingeisserbach	10	10										
101 Braunlauf	10	10				>						
102 Braunlauf	10	11		>		>			>	>		
104 Braunlauf	10	>11	>	>	>	>		>	>	>	>	>
103 Prömerbach	10	>11	>	>	>	>	>	>	>		>	>
158 Hasselbach	10	10	>									
105 Ulf	10	11		>	>	>	>		>	>	>	>
106 Ulf	10	>11	>	>	>	>			>	>	>	>
107 Ulf	10	>11	>	>	>	>	>		>	>	>	>
69 Warche	10	10		>						>		
70 Warche	10	>11	>	>	>	>				>	>	>
56 Warche	10	11	>			>				>		>
71 Warche	10	10-11	>	>	>					>		>
72 Warche	10	10	>		>				>	>		>
80 Warche	10	10				>	>					
84 Warche	10	>11		>	>	>		>		>	>	>
85 Warche	10	>11	>	>	>	>			>	>	>	>
126 Amblève	10	>11	>	>	>	>			>	>	>	>
127 Amblève	10	>11		>	>	>			>		>	
92 Our	11	>11	>	>	>	>	>		>	>	>	>
90 Our	11	11	>	>	>							>
108 Our	11	11								>		>
109 Our	11	>11	>	>	>	>	>		>	>	>	>
110 Our	11	>11	>	>	>	>	>		>	>	>	>



## 2.3. Synthèse des données physico-chimiques par l'analyse factorielle des correspondances

Les analyses factorielles des correspondances réalisées sur les 815 prélèvements d'eau (objets) portent sur quinze paramètres (attributs): température, pH, saturation en oxygène, conductivité, oxydabilité, alcalinité, sulfates, chlorures, nitrates, phosphates, calcium, magnésium, sodium, potassium et fer. La concentration absolue en oxygène n'a pas été retenue, car elle est partiellement redondante avec le taux de saturation qui est, par ailleurs, un paramètre plus important dans une approche biologique de la qualité des eaux. L'aluminium, la silice, l'ammoniaque et les nitrites n'ont pas pu être intégrés dans cette analyse, car ils n'ont pas été mesurés dans tous les échantillons d'eau.

### 2.3.1. Paramètres physico-chimiques en valeurs standardisées

#### 2.3.1.1. Inertie des facteurs (tabl. 18)

L'inertie totale liée aux cinq premiers facteurs extraits par cette analyse dépasse 80 %. L'examen des contributions absolues et de l'ordination des attributs et des objets sur les trois premiers facteurs qui totalisent 65 % d'inertie doit donc permettre de dégager les tendances majeures au sein de l'échantillonnage. La distribution des attributs et des objets sur le premier axe graphique a une grande signification puisque le facteur correspondant exprime plus d'un tiers de l'inertie totale du nuage de points.

#### 2.3.1.2. Contributions et ordination des attributs (tabl. 19, fig. 2)

Sur le premier facteur (F1), les phosphates atteignent la contribution absolue la plus importante (40,3 %), viennent ensuite l'oxygène (21,4 %) et l'alcalinité (17,1 %). Tous les autres paramètres ont des contributions inférieures à 5 % sur ce facteur. Les différences les plus significatives entre les objets sont donc dues à deux paramètres liés au degré de pollution organique: le taux de phosphates et la saturation en oxygène. La dispersion des objets sur F1 correspond globalement à une augmentation des phosphates et du déficit de saturation de droite à gauche du graphique. Dans le quadrant supérieur gauche, il est toutefois difficile de distinguer l'effet de la pollution, de l'accroissement de la minéralisation révélé par l'alcalinité qui contribue également à ce premier facteur. L'accroissement de l'alcalinité peut, en effet, être imputé tant à des phénomènes naturels qu'à des apports artificiels.

Les principaux paramètres qui déterminent le deuxième facteur (F2) sont les nitrates (20,5 %), l'oxydabilité (20,4 %), les phosphates (14,9 %), le fer (11 %) et le pH (10,1 %). A l'exception des phosphates, ces paramètres ont des contributions extrêmement faibles sur le premier facteur. Pour des teneurs en phosphates nulles ou très faibles, la dispersion des objets est

Tableau 18

Pourcentages d'inertie exprimés par les cinq premiers facteurs extraits par l'analyse factorielle des correspondances sur 815 analyses et 15 paramètres physico-chimiques en valeurs standardisées et en valeurs classées

	valeurs standardisées	valeurs classées
facteur 1	35,06 %	36,65 %
facteur 2	16,01	16,55
facteur 3	14,16	12,50
facteur 4	9,04	8,92
facteur 5	6,88	6,57
somme F1 à F5	81,15 %	81,19 %
somme F1 à F3	65,23	65,70

Tableau 19

Contributions absolues et cumulées des attributs aux trois premiers facteurs extraits par l'analyse factorielle des correspondances sur 815 analyses et 15 paramètres physico-chimiques en valeurs standardisées et en valeurs classées

	valeurs standardisées				valeurs classées			
	F1	F2	F3	cum.	F1	F2	F3	cum.
température	4,83	5,63	27,89	6,54	2,01	0,64	13,80	2,57
pH	0,04	10,15	12,25	3,36	1,33	10,61	9,34	3,41
oxygène	21,43	0,05	0,27	7,56	10,45	0,57	0,15	3,94
conductivité	1,32	1,75	10,74	2,26	0,02	0,58	7,58	1,05
alcalinité	17,15	3,77	7,07	7,61	14,75	9,58	11,83	8,47
oxydabilité	0,43	20,44	0,43	3,48	5,21	9,80	17,65	5,74
chlorures	1,27	0,14	5,67	1,26	0,23	0,14	2,87	0,47
nitrates	0,15	20,47	4,50	3,97	0,76	2,25	3,10	1,04
phosphates	40,33	14,95	2,27	6,85	46,89	34,92	0,02	22,97
sulfates	2,39	5,84	19,92	4,59	5,69	2,78	18,83	4,90
calcium	1,74	0,61	7,43	1,76	0,03	0,39	4,10	0,59
magnésium	0,99	4,22	0,53	1,10	2,64	2,91	1,56	1,64
sodium	2,87	0,99	0,47	1,24	0,01	0,03	1,04	0,13
potassium	4,69	0,02	0,34	1,69	4,83	1,38	3,68	2,46
fer	0,39	10,98	0,22	1,92	5,16	23,45	4,47	6,33

principalement régie par l'accroissement des nitrates et du pH, vers le haut de la figure, et de l'oxydabilité et du fer, vers le bas. Ce facteur exprime notamment le niveau trophique des échantillons analysés: depuis les eaux dystrophes (en bas de la figure), à pH très acides, teneurs élevées en fer et en matières humiques (oxydabilité importante) et teneur faible en nitrates, jusqu'aux eaux oligo- à mésotrophes (en haut de la figure), à pH neutres ou faiblement alcalins, riches en nitrates, pauvres en fer, avec une oxydabilité faible.

Les contributions les plus élevées sur le troisième facteur (F3) sont celles de la température (27,9 %), des sulfates (19,9 %), du pH (12,2 %) et de la conductivité (10,7 %). La température, c'est-à-dire les variations saisonnières, semble donc dominer ce facteur, auquel le calcium (7,4 %), l'alcalinité (7 %) et les chlorures (5,7 %) contribuent également. En fait, les maxima de ces trois derniers paramètres, des sulfates et de la conductivité, observés dans des eaux relativement froides en octobre 1976 et les teneurs élevées en chlorures et surtout en sulfates, notées dans des eaux très acides en mars 1976 et en avril 1977, expliquent en grande partie la dispersion des objets sur le troisième facteur résultant de l'analyse.

Les contributions cumulées aux trois premiers facteurs sont obtenues en additionnant les produits des contributions absolues par le pourcentage d'inertie du facteur correspondant. La teneur en phosphates est l'attribut prépondérant qui ressort de cette analyse; ses variations expliquent 16,85 % de la dispersion totale du nuage de points objets. L'alcalinité et l'oxygène suivent avec des valeurs très semblables (7,61 % et 7,56 %). Ces trois paramètres montrent simultanément les contributions les plus élevées sur le premier facteur. L'interprétation de l'ordination des objets sur l'axe correspondant (F1) est donc particulièrement significative.

Par ordre de contributions cumulées décroissantes (de 6,54 % à 1,92 %) viennent ensuite la température, les sulfates, les nitrates, le pH, l'oxydabilité, la conductivité et le fer qui influencent fortement les deuxième et/ou troisième axes; enfin, le calcium, le potassium, les chlorures, le sodium et le magnésium sont peu importants.

L'ordination des attributs dans l'espace défini par les trois premiers axes met en évidence certaines corrélations positives ou négatives entre les paramètres. Il apparaît que l'oxydabilité et le fer, d'une part, et les chlorures, le calcium et la conductivité, d'autre part, ont des coordonnées voisines sur les trois axes; les variations de ces paramètres sont, en effet, souvent liées et leurs valeurs élevées s'observent généralement de manière concomitante. Par contre, les concentrations importantes en phosphates coïncident avec de faibles saturations en oxygène et inversément, et les valeurs élevées de pH et de nitrates correspondent habituellement à de faibles valeurs d'oxydabilité et de fer; ces paramètres, qui varient en sens inverses, agissent respectivement sur F1 et F2 dans des directions opposées.

Les attributs se disposent dans la structure curvilinéaire du nuage des points obtenue dans le plan F1-F2, selon l'ordre suivant: oxydabilité, fer, sulfates, température, oxygène, pH, nitrates, magnésium, calcium, potassium, chlorures, conductivité, sodium; les phosphates se placent à grande distance, mais dans le prolongement de cette structure; l'alcalinité est moins éloignée, mais elle occupe une position tout à fait extérieure à la structure. La séquence des paramètres résultant de l'A.F.C. est proche

de celle obtenue par le classement des valeurs anormales et élevées (tabl. 9): les paramètres caractéristiques des rivières fagnardes viennent en premier lieu, ensuite ceux déterminant de niveau trophique des eaux et, enfin, ceux liés à la pollution organique.

#### 2.3.1.3. Contributions et ordination des objets (tabl. 20, fig. 2)

Vingt-trois objets seulement (soit 2,8 % de l'échantillonnage) ont des contributions supérieures à 0,5 % sur le premier facteur, la somme de leurs contributions représente 41,2 % de l'inertie exprimée par ce facteur, c'est-à-dire un total identique à la contribution des phosphates à ce même facteur. Ces vingt-trois objets correspondent aux échantillons d'eau les plus riches en phosphates, ou parfois en bicarbonates, et les plus pauvres en oxygène.

Les contributions les plus importantes (plus de 1 %) sur F1 sont celles des analyses effectuées dans la Warche en aval de Büllingen (st. 70) en octobre 1976 (1,02 %), dans le Prümmerbach (st. 103) en été et en automne (sept échantillons: de 1,08 à 7,76 %) et dans le Braunlauf en aval du Prümmerbach (st. 104: 2,32 %). Dans une première approche, on peut considérer que les objets se disposent sur cet axe (F1) en fonction de leur degré de pollution organique. Le taux de pollution est pratiquement nul dans les objets situés à droite de F2 et augmente progressivement vers la gauche.

Les contributions des objets au deuxième facteur (F2) sont un peu plus régulièrement réparties: 29 objets (soit 3,6 % de l'échantillonnage) ont une contribution absolue supérieure à 0,5 %; ils totalisent 35,8 % de l'inertie exprimée par F2. Il s'agit des échantillons d'eau montrant soit une oxydabilité importante, une teneur en fer élevée et un pH très acide, soit un taux de phosphates, une oxydabilité et, parfois, une alcalinité élevés soit encore une forte teneur en nitrates. Six objets seulement ont une contribution supérieure à 1 %; il s'agit des analyses effectuées dans le Prümmerbach (st. 103) en juin et octobre 1976, juillet 1977 et juillet 1978 (de 1,25 à 6,30 %), dans la Sawe (st. 142) en octobre 1976 (5,76 %) et dans la Soor (st. 35) en mars 1976 (1,90 %).

La signification du deuxième axe diffère selon la position par rapport à F1. Dans la zone située à droite de la figure, les objets (prélèvements dans des eaux non polluées) s'ordonnent principalement en fonction de leur oxydabilité et de leur teneur en fer (croissantes de haut en bas) ou de leur concentration en nitrates et de leur pH (croissants de bas en haut). A gauche, ce sont essentiellement les phosphates (croissants de haut en bas) ou les nitrates qui déterminent l'ordination verticale des objets (prélèvements dans des eaux polluées).

Sur la figure 2 ont été reportés les numéros des types naturels correspondant aux stations de référence prospectées par Leclercq (1984). On constate que les échantillons prélevés dans des rivières non polluées se succèdent de bas en haut, des types acides, dystrophes, aux types neutres, oligo-mésotrophes. On n'observe pratiquement aucune superposition entre le type 1, d'une part, et les types 7, 8, 9, 10 et 11, d'autre part. Les échantillons provenant de rivières des types 2, 3, 4, 5 et 6 occupent la zone centrale du nuage de points des stations de référence. L'absence de

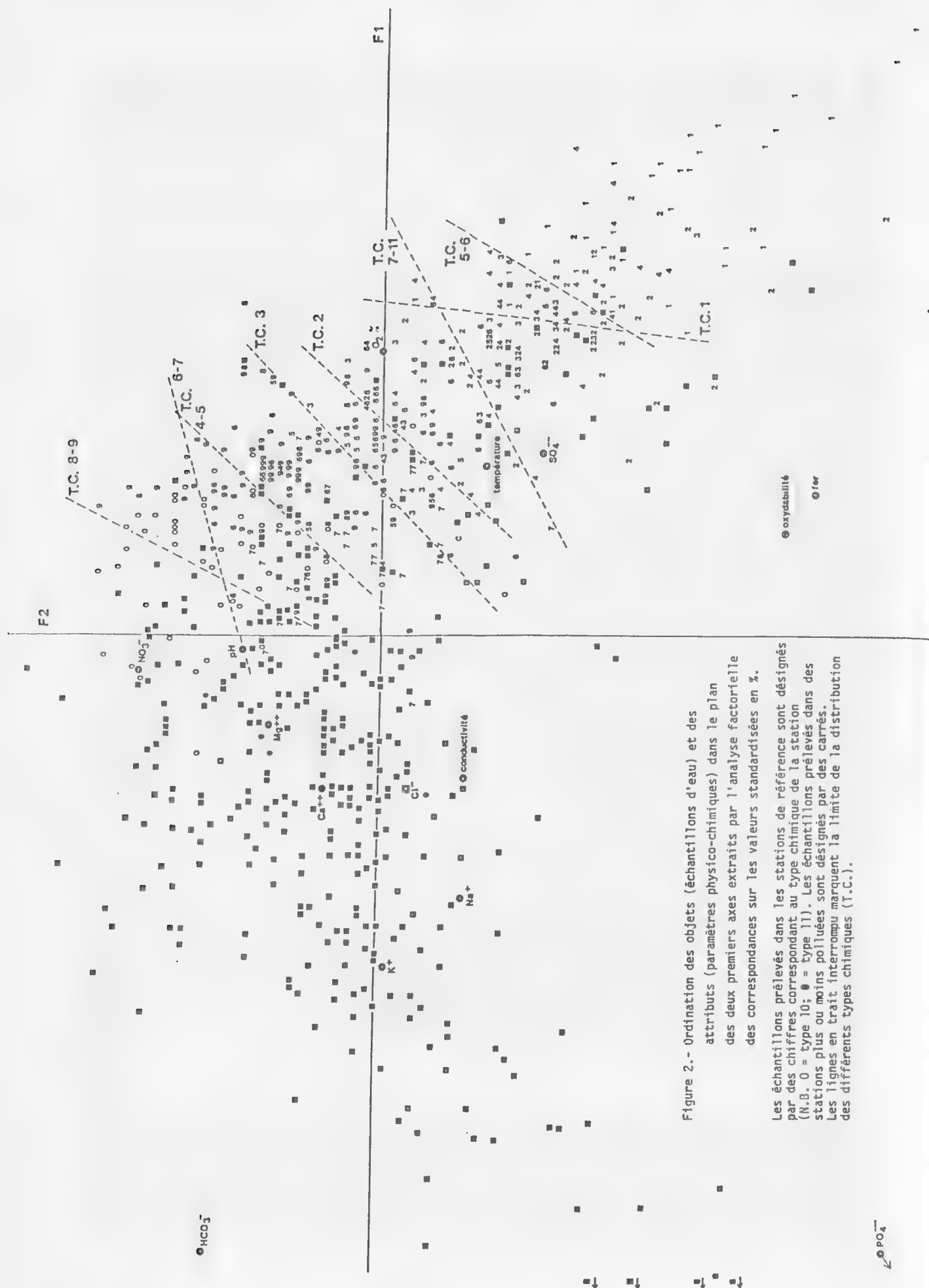


Figure 2.- Ordination des objets (échantillons d'eau) et des attributs (paramètres physico-chimiques) dans le plan des deux premiers axes extraits par l'analyse factorielle des correspondances sur les valeurs standardisées en %.

Les échantillons prélevés dans les stations de référence sont désignés par des chiffres correspondant au type chimique de la station (N.B. 0 = type 10; 11 = type 11). Les échantillons prélevés dans des stations plus ou moins polluées sont désignés par des carrés. Les lignes en trait interrompu marquent la limite de la distribution des différents types chimiques (T.C.).

phosphates dans tous ces échantillons explique leur groupement dans la partie droite de la figure.

Les échantillons prélevés dans des stations subissant des pollutions régulières ou occasionnelles montrent une beaucoup plus grande dispersion sur le graphique. La plupart d'entre eux sont distribués à gauche de F2, car la majorité des pollutions se révèlent par la présence de phosphates en quantités plus ou moins importantes. Dans des conditions de pollution nulle ou très faible, les points correspondants à ces stations s'intègrent au nuage des points de référence.

La somme des contributions supérieures à 0,5 % sur le troisième facteur (F3) atteint seulement 23,1 % de l'inertie qu'il exprime; ces contributions sont associées à 28 objets (3,4 % de l'échantillonnage). Il s'agit, dans la plupart des cas, d'analyses révélant de fortes teneurs en sulfates, calcium, chlorures et une conductivité élevée et, souvent, un pH très acide, accompagné parfois de températures basses.

Les contributions maximales sur F3 correspondent aux analyses effectuées dans le ru Hodial (st. 130/7610) (2,71 %), dans la Warche en aval de Malmedy (st. 85/7710) (2,16 %), le Tros-Marets (st. 25/7610), le Getzbach (st. 1/7610) et dans le Prümerbach (st. 103/7707). Quoique la température montre une contribution maximale à ce facteur, à l'évidence, elle n'influence que relativement peu l'ordination des objets sur F3. En effet, ses variations sont globalement indépendantes de celles des autres paramètres et ce sont les effets cumulés de la conductivité et des teneurs en sulfates, calcium et chlorures qui régissent de manière prépondérante l'ordination des objets sur F3.

Comme pour les attributs, les contributions cumulées des objets à l'inertie totale du nuage de points ont été calculées. Treize objets ont des contributions cumulées supérieures à 0,4 %. Il s'agit des échantillons d'eau les plus pollués (Prümerbach, st. 103, en été et en automne; Sawe, st. 142/7610; Warche en aval de Malmedy, st. 85/7710; Amblève en aval de la Warche, st. 126/7603; Rohon, st. 131/7707) et du ru Hodial (st. 130/7610, teneur extrême en sulfates) qui, ensemble, expliquent 16,7 % de la dispersion totale. Les 66 objets dont les contributions sont supérieures à 0,5 % sur l'un des trois premiers facteurs expriment 26,4 % de l'inertie totale. Plus de 90 % des objets ont des contributions extrêmement faibles.

L'ordination des objets dans le plan F1-F2 suit la structure curvilinéaire caractéristique de ce type d'analyse, mais les points sont irrégulièrement répartis le long de cette structure. Une densité beaucoup plus importante du nuage s'observe dans la partie droite de la figure, elle s'étire faiblement vers le bas; elle résulte de l'échantillonnage plus intensif dans les stations de référence. À gauche de F2, les points sont nettement groupés près de l'origine des axes dans le quadrant supérieur et très clairsemés dans le quadrant inférieur, avec un grand étirement du nuage de points vers les coordonnées extrêmes. Cette répartition hétérogène est due aux valeurs très élevées atteintes par quelques paramètres (phosphates, oxydabilité et fer) dans un petit nombre d'échantillons, qui contribuent de manière prépondérante à l'ordination, alors que la majorité des échantillons sont densément groupés près de l'intersection des axes en raison de leur faible contribution. Seuls trois objets occupent des positions nettement extérieures à la structure décrite ci-dessus, il s'agit

Tableau 20

Contributions absolues et cumulées des objets aux trois premiers facteurs extraits par l'analyse factorielle des correspondances sur 815 analyses et 15 paramètres physico-chimiques en valeurs standardisées et en valeurs classées

n° date	valeurs standardisées				valeurs classées			
	F1	F2	F3	cum.	F1	F2	F3	cum.
17610	<0,01	0,06	1,32	0,20	0,11	0,09	0,70	0,14
47603	0,04	<0,01	0,78	0,13	0,12	0,05	0,69	0,14
47610	0,02	0,03	0,28	0,05	0,06	<0,01	0,59	0,09
137606	0,09	0,03	0,51	0,10	0,03	0,08	0,39	0,07
257606	0,16	0,75	0,01	0,18	0,40	0,49	0,02	0,23
257610	0	0,28	1,74	0,29	0,12	0,08	0,73	0,06
257707	0,19	0,69	<0,01	0,18	0,39	0,30	0,05	0,20
287610	0,03	0,06	0,53	0,09	0,13	0,05	0,58	0,13
297606	0,21	0,91	<0,01	0,22	0,32	0,36	<0,01	0,18
297610	0,05	0,27	0,74	0,16	0,13	0,09	0,48	0,12
297707	0,22	0,56	0	0,17	0,34	0,19	0,02	0,16
297710	0,13	0,52	0,20	0,16	0,30	0,39	<0,01	0,17
317606	0,13	0,10	0,65	0,15	0,08	0	0,59	0,10
317707	0,15	0,22	0,46	0,15	0,16	0,08	0,91	0,18
317708	0,10	0,08	0,18	0,07	0,14	0,06	0,56	0,13
317710	0,05	0,05	0,09	0,04	0,13	0,04	0,63	0,13
317727	0,16	0,11	0,22	0,11	0,21	0,10	0,68	0,18
317806	0,11	0,12	0,38	0,11	0,16	0,06	0,72	0,16
317807	0,12	0,05	0,38	0,10	0,15	0,08	0,88	0,18
317808	0,08	0,14	0,45	0,11	0,10	0,05	1,36	0,21
317809	0,06	<0,01	0,32	0,07	0,06	<0,01	1,19	0,17
357603	0,15	1,90	0,07	0,37	0,26	1,38	0,13	0,34
397704	0,05	<0,01	0,52	0,09	0,19	0,09	0,04	0,09
397808	0,14	0,23	0,28	0,13	0,21	0,11	0,68	0,18
417707	0,10	0,02	0,38	0,09	0,12	<0,01	0,67	0,13
437807	0,17	0,32	0,12	0,13	0,23	0,17	0,58	0,18
467610	0,79	0,03	0,02	0,28	0,78	0,12	0,11	0,32
477606	0,09	<0,01	0,68	0,13	0,04	0,07	0,47	0,08
477707	0,09	<0,01	0,51	0,10	0,09	0	1,22	0,19
477708	0,04	0,04	0,24	0,05	0,03	0,03	0,51	0,08
477710	0,03	0,11	0,16	0,05	0,03	0,04	0,55	0,09
477727	0,09	0,05	0,51	0,11	0,02	0,12	0,28	0,06
477807	0,08	<0,01	0,29	0,07	0,06	<0,01	0,70	0,11
477808	0,05	<0,01	0,27	0,06	0,02	0,04	0,54	0,08
597603	0,06	0,03	0,32	0,07	0,07	0,02	0,53	0,10
627610	0,72	0,32	0	0,30	0,41	0,44	<0,01	0,23
707606	0,62	0,84	0,29	0,39	0,64	0,89	0,22	0,41
707610	1,02	0,07	0,02	0,37	0,68	0,20	0	0,28
797603	0,18	0,55	0,07	0,16	0,15	0,07	0,04	0,07
797610	0,27	0,56	0,01	0,18	0,28	0,24	0,10	0,16
797704	0,12	0,72	0,22	0,19	0,06	0,61	0,11	0,14
827606	0,57	0,08	0,02	0,21	0,59	0,31	<0,01	0,27
827610	0,47	0,02	0,14	0,19	0,50	0,25	0,06	0,23
827710	0,59	0,03	<0,01	0,21	0,63	0,34	<0,01	0,29
827807	0,53	0,02	<0,01	0,19	0,58	0,28	0	0,26

Tableau 20 (suite)

n° date	valeurs standardisées				valeurs classées			
	F1	F2	F3	cum.	F1	F2	F3	cum.
837610	0,39	<0,01	0,08	0,15	0,52	0,18	0,07	0,23
837710	0,47	0,06	0	0,17	0,67	0,31	<0,01	0,30
837807	0,25	0,01	0	0,09	0,51	0,11	0,10	0,20
857710	0,54	0,41	2,16	0,56	<0,01	0,02	0,04	0,01
927704	0,01	0,67	0,32	0,16	0,01	0,33	0,26	0,09
937603	0,10	0,15	0,04	0,06	0,11	0,51	0	0,13
987707	0,05	0,07	0,60	0,11	<0,01	0,29	0,49	0,11
997707	0,01	0	0,51	0,08	0,02	0,07	0,42	0,07
1037603	0,45	0,22	0,02	0,20	0,35	0,54	0,01	0,22
1037606	6,91	3,32	0,38	3,01	0,91	0,46	0,06	0,42
1037610	3,96	1,25	0,02	1,60	0,94	0,45	0	0,42
1037707	7,76	6,30	1,15	3,89	0,71	0,85	0,33	0,44
1037710	2,48	0,91	0,05	1,02	0,88	0,72	0,01	0,44
1037807	4,64	1,35	0,44	1,91	0,71	0,68	0,21	0,40
1037809	1,08	0,40	0,04	0,45	0,60	0,40	0,01	0,29
1037811	1,84	0,86	0,07	0,79	0,90	0,62	0,02	0,43
1047610	2,32	0,59	0,03	0,91	0,91	0,54	0	0,42
1047710	0,26	0,01	0	0,09	0,53	0,13	0	0,21
1097610	0,06	0,06	<0,01	0,03	0,58	0,05	0,01	0,22
1217606	0,06	0,02	0,51	0,10	<0,01	0,29	0,26	0,08
1217707	0,06	0,04	0,56	0,11	<0,01	0,32	0,82	0,16
1217708	0,03	0,04	0,30	0,06	0,01	0,12	0,57	0,10
1267606	0,69	0,15	0,95	0,40	0,27	0,12	<0,01	0,12
1297603	0,09	0,02	0,61	0,12	0,24	0,23	0,16	0,14
1297610	0,09	0,53	0,09	0,13	0,26	0,54	0,14	0,20
1307610	0,03	0,22	2,71	0,43	0,05	0,02	1,22	0,17
1317606	0,70	0,56	0,09	0,35	0,65	0,76	0,02	0,37
1317610	0,53	0,26	0,10	0,24	0,56	0,58	0,02	0,30
1317707	0,95	0,94	0,05	0,49	0,54	0,97	0,09	0,37
1397704	0,06	<0,01	0,53	0,10	0,15	0,02	0,34	0,10
1427610	0,80	5,76	0,15	1,22	0,43	0,82	0,09	0,31
1457704	0,02	0,03	0,49	0,08	0,06	<0,01	0,51	0,08
1487603	0,07	0,02	0,33	0,07	0,11	0,02	0,77	0,14
1497704	0,02	<0,01	0,68	0,10	0,07	0	0,70	0,11
1507606	0,07	0,31	<0,01	0,07	0,02	0,59	0,01	0,11
1547707	0,15	0,01	0,63	0,14	0,11	<0,01	0,97	0,16
1567704	0,03	0,06	0,54	0,10	0,04	0,06	0,82	0,13
1587707	0,04	<0,01	0,69	0,11	0,01	0,11	0,69	0,11
1597610	0,07	0,06	0,16	0,06	0,08	<0,01	0,52	0,09
1607606	0,35	0,86	0,20	0,29	0,46	0,49	0,31	0,29
1627606	0,30	0,75	<0,01	0,22	0,33	0,14	0,08	0,15
1647606	0,63	0,42	0,09	0,30	0,37	0,24	0,09	0,19
1647610	0,54	0,05	0,12	0,21	0,41	0,01	0,01	0,15
1667704	<0,01	0,82	0,44	0,19	<0,01	0,42	0,59	0,14
1687606	0,26	0,13	0,68	0,21	0,12	0,03	0,18	0,07
1697704	<0,01	0,12	0,56	0,10	0,01	0,09	0,31	0,06
1707704	0,02	0,01	0,47	0,07	0,05	0,02	0,55	0,09
1707710	0,01	0,03	0,02	0,01	0,02	0,07	0,59	0,09
1917707	0,05	0,02	0,57	0,10	<0,01	0,35	0,74	0,15
2527727	0,28	0,55	0,02	0,19	0,45	0,49	0,33	0,29
2527807	0,29	0,67	0,06	0,22	0,38	0,31	0,36	0,23
2527808	0,31	0,56	0,33	0,25	0,34	0,21	0,17	0,18
2537727	0,30	0,56	0,02	0,20	0,45	0,49	0,33	0,29



du Tros-Marets (st. 25) en octobre 1976, de la Vesdre en aval de Rütgen (st. 156) en juin 1976 et de la Sawe (st. 142) en octobre 1976. Ces trois échantillons proviennent de rivières acides montrant occasionnellement une pollution, minérale dans le cas du Tros-Marets (sels de déneigement) ou organique plus ou moins importante dans la Vesdre et grave dans la Sawe. Leurs caractéristiques physico-chimiques globales sont manifestement aberrantes par rapport à l'ensemble des observations.

#### 2.3.1.4. Conclusions

Les trois premiers facteurs extraits par l'analyse des correspondances sur 815 objets et 15 attributs en valeurs standardisées en % expriment près des deux tiers de l'inertie totale du nuage de points, aussi peut-on tirer des informations très significatives en se limitant à leur examen.

L'attribut (paramètre physico-chimique) le plus discriminant entre les objets (prélèvements d'eau) est la teneur en phosphates. L'alcalinité et la saturation en oxygène et, dans une moindre mesure, la température, les sulfates l'oxydabilité et le pH jouent aussi un rôle plus ou moins important. Seuls quelques objets contribuent significativement à l'ordination des attributs; ce sont principalement les prélèvements effectués dans les eaux très polluées du Prümmerbach (st. 103), mais aussi de la Warche en aval de Malmedy (st. 85) et de la Sawe (st. 142).

La densité relativement hétérogène de la structure curvilinéaire obtenue dans le plan F1-F2 résulte à la fois de l'effort d'échantillonnage variable suivant les stations (surreprésentation des milieux de référence prospectés mensuellement) et des valeurs extrêmes atteintes par les phosphates, l'oxydabilité et le fer dans quelques échantillons.

L'analyse factorielle des correspondances réalisée sur les valeurs standardisées de quinze paramètres physico-chimiques dans l'ensemble des prélèvements met donc essentiellement en évidence l'importance de quelques paramètres dans quelques échantillons seulement.

#### 2.3.2. Paramètres physico-chimiques en valeurs classées

##### 2.3.2.1. Transformation des valeurs absolues des paramètres physico-chimiques en classes de valeurs

La transformation des valeurs brutes en classes est utilisée dans les analyses pour deux raisons:

- limiter l'importance attribuée à quelques valeurs extrêmes par rapport à l'ensemble des mesures,
- supprimer l'effet de très faibles différences, peu significatives compte tenu de la variabilité spatiale et temporelle des mesures.

Les classes délimitées par Leclercq (1984) à partir des valeurs moyennes calculées dans les 72 stations de référence ne couvrent pas la gamme complète de variations des paramètres étudiés dans les 79 stations restantes. Nous avons donc défini de nouvelles limites de classes à partir

de la distribution des valeurs observées dans les 815 analyses portant sur l'ensemble des 151 stations.

Nous avons procédé arbitrairement et non statistiquement pour plusieurs raisons:

- l'échantillonnage très hétérogène n'est pas statistiquement valable (répartition géographique non aléatoire et nombre d'observations variable d'une station à l'autre);
- les valeurs moyennes n'ont qu'une signification limitée dans le cas des eaux polluées où les valeurs instantanées sont extrêmement variables;
- il était souhaitable de fixer le même nombre de classes pour chaque paramètre.

L'étude de la distribution des valeurs des paramètres physico-chimiques a mis en évidence deux groupes de paramètres (fig. 1):

- température, pH, oxygène dissous et saturation en oxygène, nitrates, magnésium, aluminium et silice ont des valeurs régulièrement distribuées entre les extrêmes (plus de 90 % des valeurs réparties sur plus de 50 % de l'amplitude totale);
- calcium, sulfates, bicarbonates, chlorures, potassium, sodium, oxydabilité, conductivité, fer, phosphates, ammoniacque et nitrites ont 90 % de leurs valeurs qui sont inférieures à 30 % de l'amplitude totale.

Les valeurs des huit paramètres du premier groupe ont été réparties en 7 classes selon une progression arithmétique; les valeurs de conductivité ont été classées selon une progression dont l'accroissement est la somme d'une constante et d'une valeur en progression géométrique; les onze autres paramètres ont été répartis en 7 classes en progression géométrique. Dans la plupart des cas, une huitième classe (classe 0) groupe les valeurs nulles et les valeurs très faibles ou égales à la limite de détection.

Les limites des classes (tabl. 21) ont été fixées arbitrairement en respectant les règles ci-dessous.

- 1° L'amplitude d'une classe est toujours supérieure à l'erreur de mesure.
- 2° La classe 0 n'est pas nécessairement représentée.
- 3° Les classes 1 à 7 sont en principe toutes représentées.
- 4° L'amplitude de la classe 7 peut être supérieure à celle des autres classes.
- 5° Les limites des classes sont des valeurs rondes.
- 6° La limite entre les classes 4 et 5 correspond approximativement au seuil de 90 % des valeurs.
- 7° La limite entre les classes 5 et 6 correspond approximativement au seuil des valeurs aberrantes.

#### 2.3.2.2. Inertie des facteurs (tabl. 18)

Les résultats obtenus par l'A.F.C. sur les valeurs classées sont très proches de ceux de l'analyse sur les valeurs standardisées. L'inertie totale des cinq premiers facteurs dépasse 80 %; les facteurs 1 à 3 totalisent 65 % d'inertie et le facteur 1 à lui seul en exprime plus de 35 %. Les conclusions tirées de l'examen des contributions et des distributions sur les trois premiers facteurs sont donc très significatives.

Tableau 21

Limites des classes des valeurs des paramètres physico-chimiques

paramètre	classe n°	0	1	2	3	4	5	6	7
unité		<	<	<	<	<	<	<	>=
température	° C	0,1	4,0	8,0	12,0	16,0	20,0	24,0	
pH	unité pH	0	4,5	5,5	6,5	7,5	8,5	9,5	
oxygène	mg O <sub>2</sub> /l	1,0	3,0	5,0	7,0	9,0	11,0	13,0	
oxygène	% de sat.	5,0	25,0	45,0	65,0	85,0	105,0	125,0	
conductivité	µS/cm à 25°C	20	50	90	140	210	320	510	
alcalinité	mg CaCO <sub>3</sub> /l	0,1	4,0	8,0	16,0	32,0	64,0	128,0	
oxydabilité	mg O <sub>2</sub> /l	0,1	1,2	2,5	5,0	10,0	20,0	40,0	
chlorures	mg/l	1	2	4	8	16	32	64	
nitrites	mg-N/l	0,1	1	2	3	4	5	6	
phosphates	µg-P/l	15	30	75	150	300	600	1200	
sulfates	mg/l	1,5	3,0	7,5	15	30	60	120	
calcium	mg/l	0,6	1,2	2,5	5,0	10,0	20,0	40,0	
magnésium	mg/l	0,5	2,0	3,5	5,0	6,5	8,0	9,5	
sodium	mg/l	0,8	1,5	3,0	6,0	12,0	24,0	48,0	
potassium	mg/l	0,2	0,4	0,8	1,6	3,2	6,4	12,8	
fer	mg/l	0,1	0,2	0,4	0,8	1,6	3,2	6,4	
aluminium	mg/l	0,1	0,3	0,5	0,7	0,9	1,1	1,3	
silice	mg/l	0,1	0,5	2,0	3,5	5,0	6,5	8,0	
ammoniaque	mg-N/l	0,1	0,2	0,4	0,8	1,6	3,2	6,4	
nitrites	µg-N/l	5	10	20	40	80	160	320	

### 2.3.2.3. Contributions et ordination des attributs (tabl. 19, fig. 3)

Sur F1, les phosphates atteignent la contribution absolue la plus importante (49,9 %), viennent ensuite l'alcalinité (14,8 %) et l'oxygène (10,4 %). Quatre paramètres montrent des contributions d'environ 5 %, ce sont les sulfates, l'oxydabilité, le fer et le potassium. Les contributions des autres paramètres sont inférieures à 3 %. Le premier axe extrait du nuage de points est donc lié essentiellement à la pollution organique et la dispersion des objets le long de cet axe est principalement régie par l'augmentation de la teneur en phosphates de droite à gauche du graphique. Un accroissement de l'alcalinité et une diminution de l'oxygène se manifestent parallèlement.

Les phosphates sont encore prépondérants sur F2 (34,9 %), mais le fer, peu significatif sur F1, acquiert une grande importance (23,5 %). Trois autres paramètres contribuent encore fortement à cet axe: le pH (10,6 %), l'oxydabilité (9,8 %) et l'alcalinité (9,6 %). F2 a une signification plus complexe que F1, dont il n'est pas indépendant; il traduit simultanément une augmentation des phosphates, de l'oxydabilité et du fer, vers le bas du graphique, et une augmentation du pH et de l'alcalinité, vers le haut.

Les sulfates (18,8 %) et l'oxydabilité (17,6 %) montrent les contributions absolues les plus élevées sur F3, auquel la température (13,8 %), l'alcalinité (11,8 %) et le pH (9,3 %) contribuent notablement aussi. F3 semble pratiquement indépendant des paramètres liés à la pollution organique puisque les phosphates et le taux de saturation en oxygène n'y ont que des contributions très faibles (respectivement 0,015 % et 0,154 %). Le troisième facteur synthétise l'effet des paramètres corrélés au pH dans les eaux non polluées, depuis les eaux dystrophes, très acides, riches en sulfates, avec une oxydabilité très importante et une alcalinité nulle, jusqu'aux eaux neutres à faiblement alcalines, pauvres en sulfates et riches en bicarbonates, oligo-mésotrophes, avec une oxydabilité faible.

Les contributions cumulées des attributs aux trois premiers facteurs mettent en évidence l'importance prépondérante des phosphates (23 %) et celle de l'alcalinité (8,5 %) et ce plus nettement encore que dans l'analyse portant sur les valeurs standardisées. Par ordre de contributions cumulées décroissantes (de 6,3 % à 1,05 %), la séquence des autres paramètres plus ou moins significatifs est la suivante: fer, oxydabilité, sulfates, oxygène, pH, température, potassium. Enfin, le magnésium, la conductivité, les nitrates, le calcium, les chlorures et le sodium n'ont globalement aucune signification dans cette analyse.

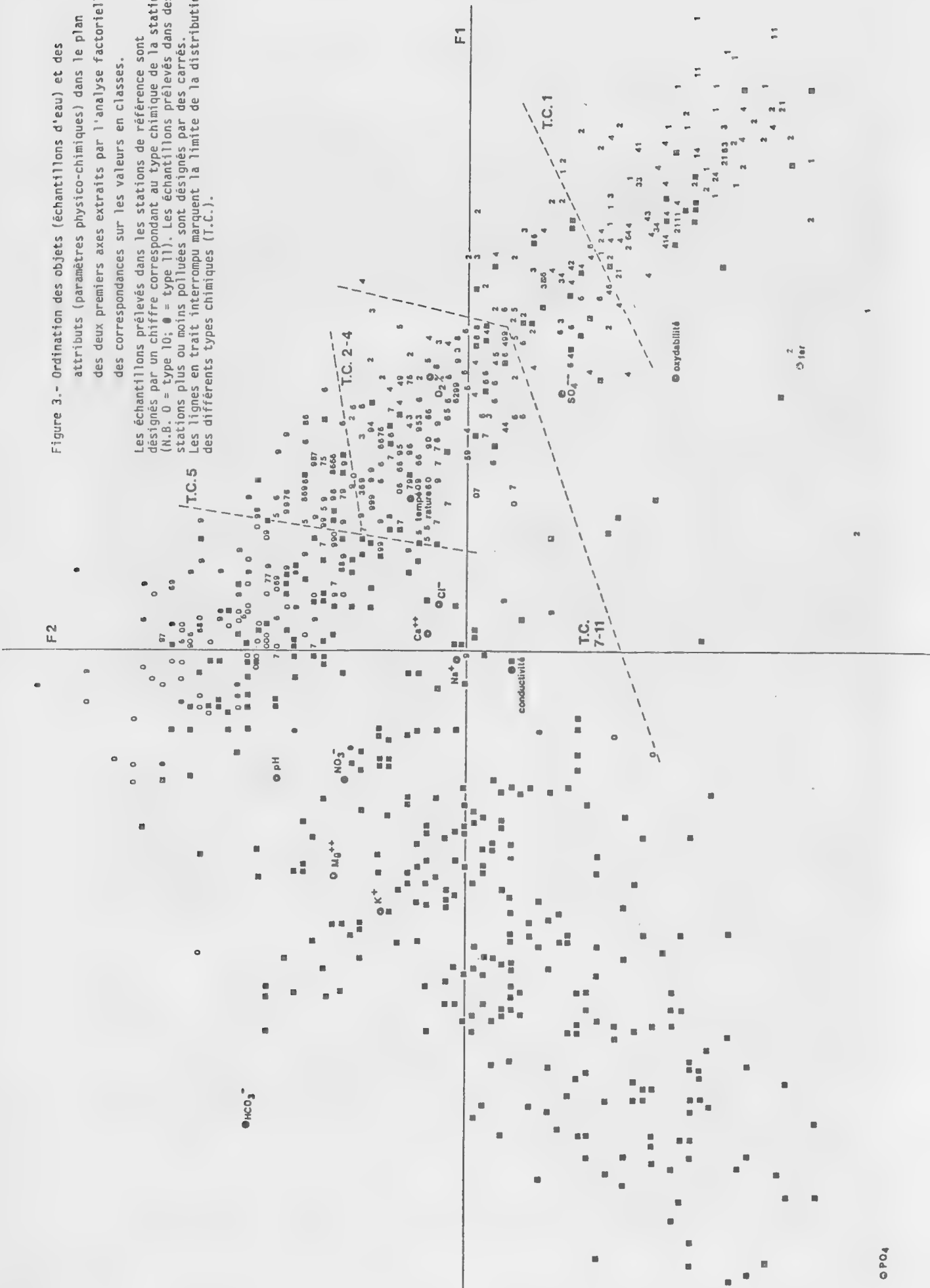
L'ordination des attributs dans l'espace défini par les trois premiers axes fait apparaître des groupes de paramètres:

- fer, oxydabilité, sulfates et oxygène ont des coordonnées presque identiques sur F1, mais nettement différentes sur F2 et F3; seuls le fer et l'oxydabilité restent relativement proches sur les trois axes;
- nitrates, magnésium et potassium ont des coordonnées très voisines sur F2 et F3; les nitrates s'individualisent sur F1 où ils sont plus proches de l'origine que le magnésium et le potassium qui se placent un peu plus loin en direction des phosphates;
- chlorures, calcium, sodium et conductivité ont des coordonnées très proches de l'origine des axes.

La séquence des attributs dans la structure curvilinéaire obtenue dans le

Figure 3.- Ordination des objets (échantillons d'eau) et des attributs (paramètres physico-chimiques) dans le plan des deux premiers axes extraits par l'analyse factorielle des correspondances sur les valeurs en classes.

Les échantillons prélevés dans les stations de référence sont désignés par un chiffre correspondant au type chimique de la station (N.B. 0 = type 10; 0 = type 11). Les échantillons prélevés dans des stations plus ou moins polluées sont désignés par des carrés. Les lignes en trait interrompu marquent la limite de la distribution des différents types chimiques (T.C.).



plan F1-F2 diffère relativement peu de celle de l'analyse sur les valeurs standardisées: fer, oxydabilité, sulfates, oxygène, température, chlorures, calcium, sodium, conductivité, pH, nitrates, magnésium, potassium et phosphates; ce dernier paramètre est très éloigné, mais dans le prolongement de la structure, tandis que l'alcalinité occupe toujours une position extérieure. On rencontre, à nouveau, successivement les paramètres caractéristiques des rivières fagnardes, ensuite les paramètres du niveau trophique et enfin ceux liés à la pollution organique.

#### 2.3.2.4. Contributions et ordination des objets (tabl. 20, fig. 3)

Vingt-trois objets seulement (soit 2,8 % de l'échantillonnage) ont des contributions supérieures à 0,5 % sur F1; leurs contributions totalisent 15,5 % de l'inertie exprimée par ce facteur. La répartition des contributions entre les objets est donc beaucoup plus régulière que dans l'analyse sur les valeurs standardisées.

La contribution maximale n'est que de 0,943 % (Prümerbach, st. 103/7610). Les contributions les plus importantes sont toutes liées à des teneurs élevées en phosphates (classes 5, 6 et 7) et souvent à des teneurs faibles en oxygène, elles correspondent aux analyses effectuées dans la Schwalm à Monschau (st. 46/7610), dans la Warche en aval de Büllingen (st. 70/7606 et 70/7610), dans la Warchenne (st. 82 et 83, en été et en automne), dans le Prümerbach (st. 103), dans le Braunlauf en aval du confluent (st. 104/7610 et 104/7710), l'Our (st. 109/7610) et le Rohon (st. 131, en été en automne).

Sur F2, seize objets seulement (soit 2 % de l'échantillonnage) ont des contributions supérieures à 0,5 %, totalisant 11,6 % de l'inertie du facteur correspondant.

La contribution maximale (1,38 %) est liée à un prélèvement montrant une très forte oxydabilité, effectué dans la Soor (st. 35/7603). Les autres contributions élevées correspondent à la Warche en aval de Büllingen (st. 70/7606), au ruisseau du poudingue (st. 79/7704), à la Helle (st. 93/7603), au Prümerbach (st. 103, en été et en automne), au Braunlauf en aval du confluent (st. 104/7610) à l'Eau-Rouge (st. 129/7610), au Rohon (st. 131, en été et en automne) et au Spohrbach (st. 150/7606). Il s'agit des analyses montrant une forte teneur en phosphates et/ou en fer et une oxydabilité élevée, ou, encore, un pH et une alcalinité élevés.

La signification de cet axe diffère selon la position par rapport à F1. A gauche, les objets (échantillons d'eaux plus ou moins polluées) s'ordonnent principalement en fonction de leur teneur en phosphates et, secondairement, de leur alcalinité et de leur pH. A droite, les objets (échantillons d'eaux non ou peu polluées, avec une teneur en phosphates nulle ou faible) s'ordonnent surtout en fonction de leur pH, de leur oxydabilité et de leur alcalinité.

Les numéros des types naturels correspondant aux stations de référence prospectées par Leclercq (1984) ont été portés sur la figure 3. La succession des onze types naturels de bas en haut du graphique à droite de F2 est moins régulière que dans l'A.F.C. sur les valeurs standardisées en pourcents, mais la scission entre le type 1, d'une part, et les types 7, 8,

9, 10 et 11, d'autre part, est beaucoup plus accentuée. Les échantillons prélevés dans les rivières de types 2, 3, 4, 5 et 6 sont dispersés dans l'ensemble du nuage de points correspondant aux stations de référence. Ce nuage, assez compact, suit pratiquement une droite parallèle à la bissectrice des axes F1 et F2. La position d'un échantillon sur cette droite résulte donc de son appartenance typologique, mais la dispersion des points correspondant à un type déterminé montre qu'on ne peut tirer aucune conclusion sur base d'une seule analyse.

Les échantillons prélevés dans des stations subissant une pollution régulière ou occasionnelle sont surtout distribués à gauche de F2. Leur distance à l'axe du nuage de points de référence reflète leur niveau de pollution et leur projection sur cet axe est liée à leur type chimique apparent.

Trente-quatre objets (soit 4,2 % de l'échantillonnage) ont des contributions supérieures à 0,5 % sur F3, totalisant 24,9 % de l'inertie de ce facteur. Les maxima (de 1,36 % à 1,22 %) correspondent aux analyses effectuées dans le ruisseau de la Schwarzesvenn (st. 31/7808 et 31/7809), dans le Büllingerbach (st. 47/7707) et de le ru Hodial (st. 130/7610). Les contributions élevées sur F3 sont liées principalement à des oxydabilités importantes et à de fortes teneurs en sulfates.

Les contributions cumulées des objets aux trois premiers facteurs ne dépassent aucune 0,45 % et huit objets seulement ont des contributions cumulées supérieures à 0,40 %; il s'agit des analyses effectuées dans le Prümrbach (st. 103, en été et en automne), dans le Braunlauf (st. 104/7610) et dans la Warche en aval de Büllingen (st. 70/7606). Les 64 objets dont les contributions sont supérieures à 0,5 % sur l'un des trois premiers facteurs n'expriment que 13,34 % de l'inertie totale. Les contributions sont donc réparties de façon assez homogène entre les objets.

L'ordination des objets dans le plan F1-F2 forme une structure curvilinéaire relativement régulière, mais plus dense dans la partie droite de la figure en raison de la surreprésentation des stations de référence prospectées mensuellement. Seuls quelques objets sont nettement en dehors de cette structure, il s'agit des analyses effectuées dans la Sawe (st. 142/7710), le Spohrbach (st. 150/7606), le Getzbach (st. 2/7603) et la Helle (st. 93/7603 et 94/7603), c'est-à-dire dans des rivières très acides montrant exceptionnellement des traces de phosphates.

#### 2.3.2.5. Conclusions

En ce qui concerne l'inertie des axes, l'ordination des attributs et les contributions des attributs et des objets au premier facteur, les résultats de l'A.F.C. sur les valeurs des paramètres physico-chimiques en classes sont relativement peu différents de ceux de l'A.F.C. sur les valeurs standardisées. Les différences sont plus importantes dans l'ordination des objets et les contributions des attributs et objets sur F2 et F3, auxquels l'examen des contributions peut être limité eu égard à leur inertie élevée.

La teneur en phosphates reste le paramètre prépondérant dans cette A.F.C.

et la répartition des valeurs en classes accroît même son importance totale; on peut en conclure que ce ne sont pas les teneurs extrêmes en phosphates qui sont significatives, mais la détection d'un certain nombre de teneurs élevées à côté de nombreuses valeurs nulles ou très faibles. L'alcalinité est aussi très significative dans les deux A.F.C., mais le classement des valeurs réduit l'importance de la saturation en oxygène et augmente fortement celle du fer. Les nitrates, très importants sur F2 en valeurs standardisées, n'ont plus guère de signification en valeurs classées; pour l'alcalinité, sur F2, et l'oxydabilité, sur F3, on constate l'inverse. Les contributions globales du calcium, du magnésium, des chlorures, du sodium et du potassium sont extrêmement faibles dans les deux A.F.C., tant globalement que sur chacun des trois premiers facteurs.

Les échantillons d'eau montrant de fortes teneurs en phosphates atteignent les contributions maximales sur F1 dans les deux A.F.C., mais leur importance relative est très différente: en valeurs standardisées, la contribution maximale est de 7,76 % et neuf objets montrent des contributions supérieures à 1 %; en valeurs classées, la contribution maximale n'est que de 0,94 %.

Les résultats sont très différents sur F2, où les valeurs standardisées révèlent l'importance de plusieurs échantillons d'eau acide, riches en sulfates et en fer, avec une forte oxydabilité, et, à l'opposé, de quelques échantillons à pH élevé, riches en nitrates et en magnésium; les échantillons riches en phosphates restent toutefois prépondérants sur F2 dans les deux A.F.C., malgré des contributions très différentes en valeur absolue (max. 6,30 % en valeurs standardisées et 1,38 % en valeurs classées).

Sur F3, les différences concernent essentiellement les analyses effectuées dans le ruisseau de la Schwarzesvenn (st. 31) et dans le Büllingerbach (st. 47) auxquelles l'A.F.C. sur les valeurs classées accorde globalement une grande importance. Les contributions cumulées les plus élevées concernent les mêmes objets dans les deux A.F.C., ce sont les échantillons prélevés dans le Prümerbach (st. 103).

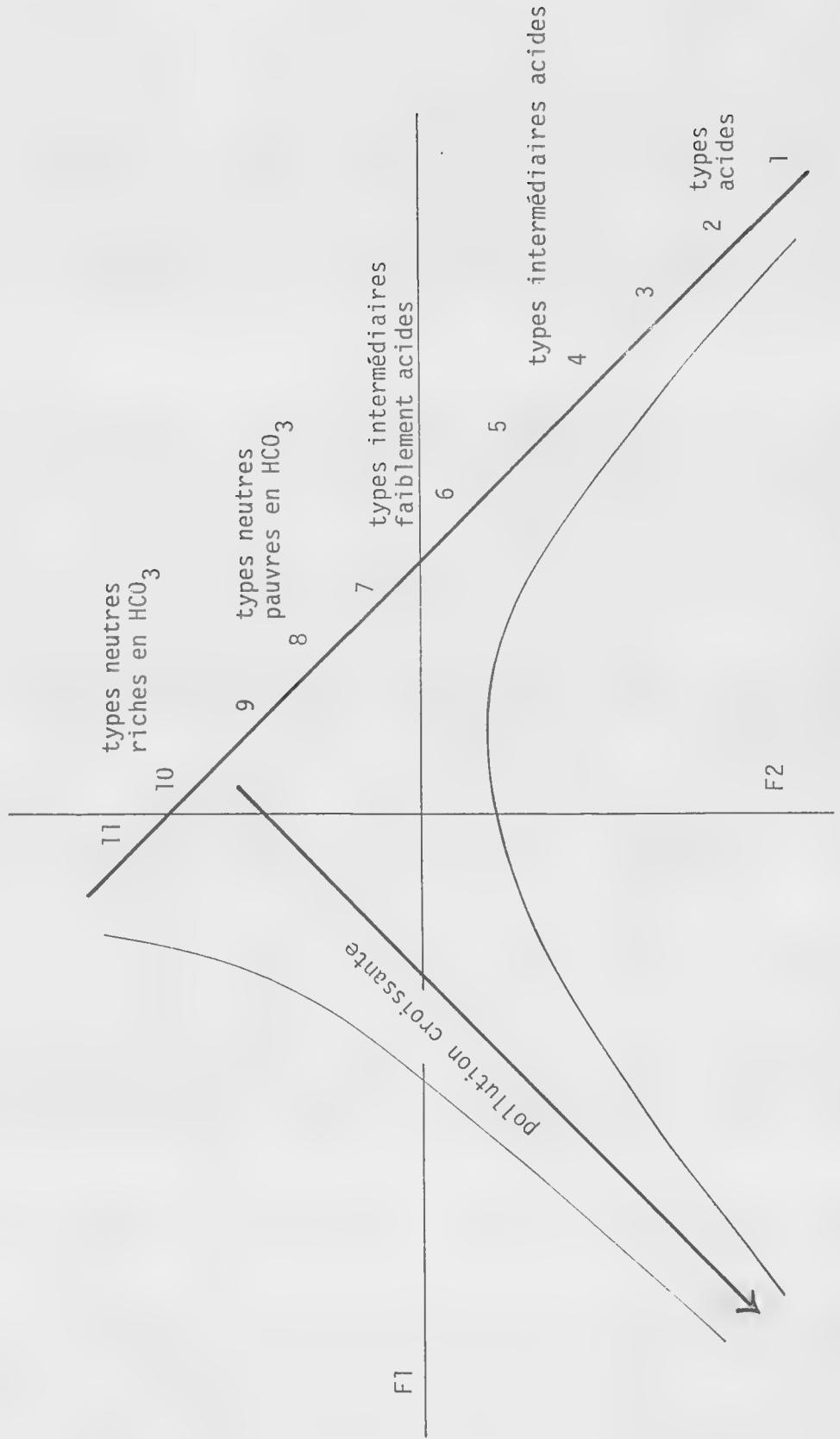
La structure curvilinéaire du nuage de points objets dans le plan F1-F2, obtenue par l'A.F.C. sur les valeurs classées, est assez régulière et montre une densité beaucoup plus homogène dans l'ensemble, quoique plus forte dans la partie droite de la figure. L'image graphique obtenue rapproche les points extrêmes et étale mieux le centre du nuage de points.

Le classement des valeurs limite donc l'importance relative des valeurs très élevées des paramètres, sans modifier notablement l'ordre de prépondérance des attributs et des objets.

Dans les deux analyses, l'ordination des objets dans le plan F1-F2 respecte relativement bien les types naturels définis par Leclercq (1984) et distingue les échantillons prélevés dans des stations de référence non polluées des échantillons d'eaux plus ou moins polluées. Une schématisation du diagramme obtenu (fig. 4) permettrait de repérer le type naturel d'une station non polluée d'après la position moyenne des échantillons y prélevés à différentes saisons, par rapport à l'axe du nuage de points correspondant aux stations de référence; tandis que l'éloignement d'un échantillon perpendiculairement à cet axe, vers le bas et vers la gauche du graphique donne une première approximation de son niveau de pollution.



Figure 4.- Schématisation du diagramme obtenu par l'analyse factorielle des correspondances réalisée sur l'ensemble des analyses physico-chimiques effectuées dans les rivières du nord du massif Ardennais.



## Chapitre 3

### Etude microbiologique des eaux

#### 3.1. Méthodes

##### 3.1.1. Analyses bactériologiques

Les échantillons destinés aux dénombrements de germes bactériens fécaux sont prélevés dans le courant, au centre de la rivière, dans des flacons de verre stérilisés. Le col du flacon est orienté vers l'amont afin que le courant entraîne les germes apportés par la main du manipulateur (Depiereux, 1977). Blanc & Stettler (1982) ont montré que, dans le Doubs, un prélèvement instantané donnait un résultat équivalent à celui obtenu lors d'un échantillonnage en continu de 20 minutes. Les rivières prospectées en Ardenne ont un débit très faible eu égard à celui du Doubs, et des eaux très turbulentes, de plus les prélèvements ont toujours été effectués plusieurs centaines de mètres en aval des adducteurs d'égout, afin que le mélange des eaux ait eu lieu.

Les échantillons sont réfrigérés jusqu'au retour au laboratoire et ensemencés aussitôt sur membrane filtrante Gelman déposée sur un milieu au tergitol-7 agar. Les dénombrements d' E. coli (en réalité, coliformes assimilés à E. coli) et de coliformes sont faits respectivement après 24 heures d'incubation à 44°C et 48 heures d'incubation à 37°C. Dans les deux cas, les colonies à compter apparaissent jaune orangé, entourées d'un halo jaunâtre sur le fond vert du milieu de culture. Cette technique classique est celle utilisée par le Service des barrages à Eupen. Elle a déjà été utilisée sur des rivières de haute Ardenne par Depiereux (1977).

Pratiquement, nous avons procédé de la manière suivante. Un volume d'eau minimum de 7 ml est filtré, volume provenant directement de l'échantillon prélevé ou de dilutions successives dans une solution de Ringer. Pour chaque échantillon, trois ensemencements de trois volumes différents, en progression géométrique selon un facteur 3, 5 ou 10, ont été faits (soit 9 boîtes pour les E. coli et 9 boîtes pour les coliformes). Les dilutions nécessaires ont été déterminées systématiquement à partir de prélèvements-tests réalisés la veille de la campagne d'échantillonnage en une ou deux stations, de façon à se placer dans des conditions optimales pour le comptage de colonies (idéalement de 30 à 100 colonies par boîte).

##### 3.1.2. Estimation de la demande biologique en oxygène (BOD)

Parallèlement aux dénombrements de germes bactériens, une estimation de la BOD a été faite à titre indicatif. Les échantillons d'eau (environ 300 ml) ont été prélevés dans des flacons stériles à bouchon rodé, calibrés par pesée, et placés à l'obscurité à température ambiante (19 à 21°C). Deux

flacons ont été remplis à chaque station, l'oxygène y a été dosé respectivement au bout de 2 jours (48 heures, BOD 2) et de 5 jours (120 heures, BOD 5) par la méthode de Winkler.

### 3.2. Stations prospectées

Des dénombrements de germes témoins d'une contamination fécale (coliformes fécaux et Escherichia coli) et une estimation de la demande biologique en oxygène ont été réalisés parallèlement aux analyses physico-chimiques dans 23 stations réparties sur 14 rivières, choisies en fonction de leur intérêt comme références de milieu intact ou de leur degré de pollution.

Une dizaine de stations situées avec certitude à l'abri de toute pollution fécale, ou considérées comme non ou très peu polluées sur base de leurs caractéristiques physico-chimiques, ont été prises comme référence en juillet et en septembre 1978 (Helle, st. 93; Kolvenderbach, st. 91; Roer, st. 39; ruisseau de la Schwarzesvenn, st. 31; Hündelbach, st. 172; Schwarzbach, st. 43; Büllingerbach, st. 47; ruisseau de Crisnire, st. 176; Roba, st. 119; Rechterbach, st. 121). Une douzaine de stations distribuées sur cinq rivières montrant des pollutions faibles à très graves, occasionnelles ou constantes, ont fait l'objet d'investigations en avril, juillet, septembre et novembre 1978 (Rechterbach, st. 122, 123 et 124; Warche, st. 69, 70, 56, 80 et 85; Warchenne, st. 155, 82 et 83; Sawe, st. 142; Prümerbach, st. 103).

### 3.3. Dénombrements de E. coli et de coliformes

#### 3.3.1. Résultats (tabl. 22 et 23)

Les résultats des comptages de germes bactériens sont discutés ci-dessous par rapport aux normes légales en Belgique pour les eaux de baignade (moins de 100 E. coli et de 10000 coliformes dans 100 ml) et pour les eaux potables (pas d' E. coli dans 100 ml, ni de coliformes dans 20 ml) (cf. Reginster-Haneuse & Toussaint, 1976), car les risques d'ingestion d'eau sont réels, même si ces rivières ne sont pas destinées à l'approvisionnement en eau potable; en effet, plusieurs des rivières étudiées jouxtent des itinéraires de promenade ou des terrains de camping, et le lac de Bütgenbach, situé sur la Warche en aval de Büllingen, accueille un centre de sports nautiques.

D'une manière générale, les nombres de germes s'accroissent du printemps à la fin de l'été. Plusieurs circonstances concourent à accentuer ce phénomène: au printemps, les crues entraînent une dilution plus forte de la charge bactérienne, simultanément les températures basses sont peu favorables au développement et à la survie des germes fécaux; par contre, à la fin de l'été, les rivières en étiage diluent nettement moins les effluents, par ailleurs peut-être plus abondants en raison de l'accroissement de la population dû aux estivants, et les eaux plus

Tableau 22

Dénombrements d' Escherichia coli dans les rivières du nord de l'Ardenne  
en avril, juillet, septembre et novembre 1978;  
minima et maxima observés dans la Sambre par Reginster-Haneuse & Toussaint (1976),  
dans la Gileppe et dans la Louba par Depiereux (1977).

n°	nombre de germes / 100 ml					
st. rivière	1978	avril	juillet	septembre	novembre	moyenne
93 Helle	-	8	<2	-	-	5
91 Kolvenderbach	-	4	40	-	-	22
39 Roer	-	217	36	-	-	127
31 r. de la Schwarzesvenn	-	0	6	-	-	3
172 Hündelbach	-	0	80	-	-	40
43 Schwarzbach	-	6	<1	-	-	3
47 Büllingerbach	-	0	28	-	-	14
176 r. de Crisnire	-	4	18	-	-	11
119 Roba	-	9	38	-	-	23
121 Rechterbach	-	10	20	-	-	15
122 Rechterbach	0	70	30	12	-	28
123 Rechterbach	350	780	3000	8500	-	3160
124 Rechterbach	310	195	440	435	-	345
69 Warche	320	970	2800	900	-	1250
70 Warche	980	6700	47000	27700	-	20600
56 Warche	980	3600	6500	3550	-	3660
80 Warche	10	35	15	<3	-	16
85 Warche	850	2850	160	55200	-	14800
155 Warchenne	4020	27700	103000	15000	-	37400
82 Warchenne	31400	19000	184000	41000	-	69000
83 Warchenne	17200	53000	134000	242000	-	112000
142 Sawe	9	90	52000	110	-	13000
103 Prümerbach	8850	8500	560000	101000	-	170000
-----						
Sambre à Monceau						1000
Sambre à Charleroi						20000
-----						
Gileppe (1976-77)						0
Louba (avril et août 1976, janvier 1977)						0
Louba (juillet 1976)						27000

Tableau 23

Dénombrements de coliformes dans les rivières du nord de l'Ardenne  
en avril, juillet, septembre et novembre 1978;  
minima et maxima observés dans la Sambre par Reginster-Haneuse & Toussaint (1976),  
dans la Gileppe et dans la Louba par Depiereux (1977), dans l'Elbe par Tent (1979)  
et dans le Doubs par Blant & Stettler (1982).

n° st. rivière	nombre de germes / 100 ml					moyenne
	1978	avril	juillet	septembre	novembre	
93 Helle	-	-	35	400	-	218
91 Kolvenderbach	-	-	165	720	-	443
39 Roer	-	-	1190	500	-	845
31 r. de la Schwarzesvenn	-	-	130	175	-	153
172 Hündelbach	-	-	35	500	-	268
43 Schwarzbach	-	-	500	1000	-	750
47 Büllingerbach	-	-	50	1750	-	900
176 r. de Crisnire	-	-	265	6600	-	3430
119 Roba	-	-	215	1600	-	908
121 Rechterbach	-	-	235	680	-	458
122 Rechterbach	100	1000	900	2400	1100	
123 Rechterbach	3375	57000	69000	205000	83590	
124 Rechterbach	11800	8600	11000	10000	10400	
69 Warche	5750	7800	53000	4500	17800	
70 Warche	20400	156000	1585000	108500	467500	
56 Warche	8800	52000	80000	45000	45300	
80 Warche	675	650	850	750	560	
85 Warche	8400	58000	5000	329000	100000	
155 Warchenne	64000	270000	590000	167500	275000	
82 Warchenne	107500	350000	1215000	550000	556000	
83 Warchenne	65000	550000	1300000	1190000	776000	
142 Sawe	50	450	102000	1300	26000	
103 Prümmerbach	200000	540000	2500000	8300000	8510000	
Sambre à Monceau						7500
Sambre à Charleroi						75000
Gileppe (octobre 1976)						0
Gileppe (août 1976)						320
Louba (avril 1976)						30
Louba (janvier 1977)						2440
Elbe, port de Hamburg (st. 10)						4380
Elbe, port de Hamburg (st. 3)						43180
Doubs en amont de Pontarlier						1200
Doubs en aval de Pontarlier						45000

chaudes sont plus propices à la multiplication des germes.

Depiereux (1977) a observé les plus fortes populations de E. coli dans la Louba (affluent de la Gileppe), juste en aval du point de rejet des eaux résiduaires des fermes de la Propriété nationale terrienne à Jalhay, à la fin de l'été et en automne, tandis que plus loin de l'arrivée des effluents (non loin de notre station n° 149), le maximum est atteint en décembre. D'après lui, ce maximum serait dû au ralentissement de l'action des organismes saprophytes épurateurs, à cause des températures basses qui empêchent leur multiplication et diminuent par conséquent la pression de sélection exercée sur les coliformes. Les données de Depiereux nous paraissent toutefois montrer trop de fluctuations pour qu'on puisse en tirer des conclusions significatives sur une éventuelle persistance hivernale plus accentuée des germes fécaux dans les rivières.

Blant & Stettler (1982) interprètent les valeurs relativement importantes observées sur tout le cours du Doubs en période de hautes eaux, par un lessivage des sols dû aux précipitations et par la vitesse du courant qui remet en suspension des bactéries ou qui les empêche de sédimenter. Les conditions sont manifestement très différentes sur substrat siliceux en Ardenne où l'effet de dilution lors des crues domine parfois les conséquences du lessivage des sols et où la vitesse du courant limite considérablement la sédimentation en toutes saisons.

Les minima d' E. coli (pas d' E. coli dans 100 ml) ont été observés en avril dans la Sawe (st. 142) et en juillet dans le ruisseau de la Schwarzesvenn (st. 31), le Hündelbach (st. 172) et le Büllingerbach (st. 47); les minima de coliformes (moins de 50 coliformes/100 ml), en avril dans la Sawe (st. 142) et en juillet dans la Helle (st. 93), le Hündelbach (st. 172) et le Büllingerbach (st. 47). Notons que ces minima sont rarement strictement nuls comme les nombres observés dans la Gileppe par Depiereux (1977). Les maxima ont été détectés en septembre dans le Prümmerbach (st. 103) où  $56.10^4$  E. coli et  $250.10^5$  coliformes ont été dénombrés dans 100 ml d'eau.

Dans les stations de référence, le nombre d' E. coli était inférieur à 10 germes/100 ml en juillet 1978 (sauf dans la Roer, st. 39: 217 germes/100 ml) et à 80 germes/100 ml en septembre. Aux deux dates, le minimum est inférieur à 1 E. coli /100 ml, c'est-à-dire à la norme de potabilité. Même en l'absence de pollution, le nombre de coliformes est toujours plus élevé et plus variable d'une station à l'autre: de 35 à 300 germes/100 ml en juillet (sauf dans le Schwarzbach, st. 43: 500 germes/100 ml, et dans la Roer, st. 39: 1190 germes/100 ml) et 175 à 1750 germes/100 ml en septembre (sauf dans le ruisseau de Crisnire, st. 176: 6600/ml). Dans tous les cas, ces chiffres sont nettement inférieurs aux normes légales pour les eaux de baignade, mais ils dépassent souvent largement les nombres de coliformes admis pour que l'eau puisse être considérée comme potable.

Les dénombrements de germes fécaux dans le Rechterbach révèlent que, du point de vue bactériologique, cette rivière est saine en amont de Recht (st. 121 et 122), où les résultats sont proches de ceux obtenus dans les stations de référence, mais révèle une contamination fécale certaine en aval de l'agglomération (st. 123) où les taux de germes sont supérieurs aux nombres tolérés dans les eaux de baignade (plus de  $5.10^4$  coliformes/100 ml en juillet et septembre;  $205.10^3$  coliformes/100 ml en novembre; moins de 800 E. coli /ml en avril et juillet, plus de 3000 E. coli /100 ml en

septembre et novembre). Peu avant leur confluent avec l'Amblève, les eaux du Rechterbach (st. 124) montrent une auto-épuration manifeste: les nombres d' E. coli y sont ramenés à moins de 450 germes/100 ml (soit une diminution de 10 à 75 % des nombres observés juste en aval de Recht) et les taux de coliformes sont proches de la norme de 10000 germes/100 ml (soit une diminution de 5 à 15 %, sauf en avril où l'on observe une augmentation de 250 %).

La Warche révèle des traces de contamination fécale dès l'amont de Büllingen, (st. 69) (maximum en septembre:  $53.10^3$  coliformes et  $2,8.10^3$  E. coli /100 ml; minimum en avril: 320 E. coli /100 ml, et en septembre: 4500 coliformes/100 ml). Les populations bactériennes, très importantes en aval de Büllingen (st. 70) dès juillet (de  $6,7.10^3$  à  $47.10^3$  E. coli et de  $10^5$  à  $15,8.10^5$  coliformes/100 ml), montrent un net recul à l'entrée du lac de Bütgenbach (st. 56) (diminution de 45 à 85 % d' E. coli et de 65 à 95 % des coliformes), mais restent toutefois nettement supérieures au seuil admis par la législation belge pour les eaux de baignade. Après leur séjour dans les lacs de Bütgenbach et de Robertville, les eaux de la Warche sont diluées par plusieurs affluents, dont le Hayehon et le Tros-Marêts, et, à l'entrée de Malmedy (st. 80), les nombres de germes y sont proches de ceux observés en l'absence de toute contamination (moins de 35 E. coli et 850 coliformes/100 ml). Les dénombrements réalisés en aval de Malmedy donnent des résultats très variables: les minima ont été observés en septembre (160 E. coli et 5000 coliformes/100 ml) et les maxima en novembre ( $55,2.10^3$  E. coli et  $329.10^3$  coliformes/100 ml); ces chiffres, qui varient en sens inverse de ceux observés dans les autres rivières, reflètent bien le caractère en dents de scie de la pollution qui sévit en cet endroit.

La Warchenne montre une contamination fécale importante et régulière toute l'année sur tout son cours, de l'amont de Waimes (st. 155) à Malmedy (st. 83). Les maxima s'observent à Malmedy (st. 83) en septembre ( $13.10^5$  coliformes/100 ml) et en novembre ( $242.10^3$  E. coli /100 ml), alors que sur le plan physico-chimique, la Warchenne apparaît comme plus polluée à la sortie de Waimes qu'à Malmedy.

La Sawa (st. 142) ne révèle aucune trace de pollution fécale en avril; en juillet, le nombre d' E. coli (90 germes/100 ml) y est légèrement supérieur à celui des stations de référence; en septembre, la contamination y est évidente ( $52.10^3$  E. coli et  $10^5$  coliformes/100 ml); dès novembre, les nombres de germes y sont redevenus proches de la normale.

La pollution fécale du Prümrbach est très grave toute l'année, elle est un peu moins accentuée au printemps ( $8850$  E. coli et  $200.10^3$  coliformes/100ml) et maximale à la fin de l'été ( $560.10^3$  E. coli et  $25000.10^3$  coliformes/100 ml).

### 3.3.2. Conclusions

Les stations de référence montrent une bonne qualité sanitaire de l'eau: les seuils admis pour les eaux de baignade n'y sont pas dépassés, mais aucune de ces eaux ne peut être considérée comme potable, surtout à l'arrière-saison.

Les dénombrements de germes fécaux réalisés dans la Warche (st. 70 et 85), dans la Warchenne (st. 155, 82 et 83) et dans le Prümmerbach révèlent une contamination fécale grave, plus grave même que celle mise en évidence dans la Sambre par Reginster-Haneuse & Toussaint (1976). Pourtant les sources de pollution de la Sambre sont beaucoup plus abondantes, cette rivière est un véritable cloaque recevant les effluents d'un vaste complexe industriel et d'une région où la population dépasse localement 1000 habitants par km<sup>2</sup>. Par rapport aux résultats enregistrés sur le Doubs par le Service cantonal de la protection de l'environnement à Neuchâtel (in Blant & Stettler, 1982), les chiffres obtenus dans des rivières polluées du nord de l'Ardenne sont également très élevés. Le Doubs reçoit les eaux vannes de Pontarlier (13000 habitants) et de Morteau (4000 habitants), c'est-à-dire d'agglomérations un peu plus grandes que Malmédyl (6070 habitants), Waimès (1560 habitants) ou Sankt-Vith (3120 habitants), mais ces rejets ont un impact moindre compte tenu de son débit plus élevé (Pontarlier se trouve à une cinquantaine de km des sources du Doubs; Büllingen à 7 km et Malmédyl à 30 km des sources de la Warche et Sankt-Vith à 5 km seulement des sources du Prümmerbach).

Par rapport aux seuils proposés par Sládeček (1965 et 1979), les dénombrements de coliformes effectués en Ardenne permettent de classer les stations de référence, sauf le ruisseau de Crisnire (st. 176), dans la zone xénosaprobe (moins de 10<sup>4</sup> coliformes/litre). Parmi les stations polluées, en moyenne, seule la station 124 sur le Rechterbach se trouve à la limite entre les zones bêta-mésosaprobe et alpha-mésosaprobe; cinq stations, le Rechterbach (st. 123), la Warche (st. 69, 56 et 85) et la Sawe (st. 142), ont une qualité moyenne de niveau alpha-mésosaprobe; quatre stations, la Warche (st. 70) et la Warchenne (st. 155, 82 et 83), sont polysaprobies; une seule station, le Prümmerbach (st. 103), dépasse ce seuil et atteint la zone isosaprobe au sens de Sládeček.

#### 3.4. Estimation de la demande en oxygène (tabl. 24)

L'estimation de la BOD 2 ou de la BOD 5 est une mesure synthétique et standardisée de la charge organique d'une eau. La relation entre ce paramètre arbitrairement défini et la zone saprobique a été mise en évidence par plusieurs auteurs; Sládeček (1965 et 1979) a rappelé leurs travaux et résumé sous forme de tableau les seuils de BOD 5 généralement admis pour délimiter les différentes zones de saprobies.

Les valeurs de BOD 5 mesurées en 1978 dans quelques rivières du nord de l'Ardenne montrent un maximum en avril, sauf dans la Sawe (st. 142) où elles sont maximales en septembre. Les valeurs élevées de BOD 5 observées au printemps ne coïncident donc pas avec les fortes contaminations bactériennes qui se produisent à la fin de l'été. Cette constatation pourrait s'expliquer par le fait que, en période de crues printannières, les eaux charrient toutes sortes de particules organiques provenant du lessivage des sols, responsables de l'élévation de la BOD, sans pour autant refléter une pollution.

Aucune des rivières analysées ne montre une valeur moyenne de BOD 5 inférieure à 1 mg O<sub>2</sub>/l, comme ce devrait être le cas dans la zone



Tableau 24

Estimation de la BOD 2 et de la BOD 5 dans les rivières du nord de l'Ardenne  
en avril, juillet, septembre et novembre 1978

st. rivière n°	1978	avril	juillet	septembre	novembre	moyenne
BOD 2 (mg O <sub>2</sub> /l)						
122 Rechterbach		1,2	0,8	0,9	0	0,73
123 Rechterbach		1,6	1,8	1,5	1,4	1,58
124 Rechterbach		1,9	1,0	1,0	0,8	1,18
69 Warche		1,4	1,7	1,1	1,5	1,43
70 Warche		2,9	6,3	3,5	5,9	4,65
56 Warche		1,9	5,4	2,6	1,9	2,95
80 Warche		2,1	1,6	1,1	1,0	1,45
85 Warche		5,5	5,7	3,7	10,4	6,33
155 Warchenne		4,1	3,0	4,0	2,3	3,35
82 Warchenne		3,8	5,2	5,7	3,1	4,45
83 Warchenne		3,0	6,8	7,5	5,3	5,65
142 Sawe		1,6	0,9	3,0	1,3	1,70
103 Prümmerbach		7,1	>3,8	>5,0	3,1	>4,75
BOD 5 (mg O <sub>2</sub> /l)						
122 Rechterbach		4,7	0,8	1,5	0,9	1,98
123 Rechterbach		3,1	2,0	2,8	3,4	2,83
124 Rechterbach		8,2	1,5	1,6	2,1	3,35
69 Warche		>11,2	2,6	2,6	1,9	>4,58
70 Warche		>11,1	9,3	>8,1	9,2	>9,43
56 Warche		>10,7	8,2	4,8	7,1	>7,70
80 Warche		6,8	2,4	1,6	1,0	2,95
85 Warche		10,7	8,9	6,3	>10,6	>9,13
155 Warchenne		7,0	5,4	>7,0	2,4	>5,45
82 Warchenne		>11,0	8,3	6,8	5,8	>7,98
83 Warchenne		>11,3	9,9	>9,1	9,7	>10,00
142 Sawe		2,8	1,0	6,9	1,5	3,05
103 Prümmerbach		>7,8	>3,8	>5,1	>3,7	>5,10

xénosaprobe. Seul le Rechterbach en amont de Recht (st. 122) pourrait être considéré comme oligosaprobe, avec une BOD 5 égale, en moyenne, à 1,98 mg O<sub>2</sub>/l. Le cours inférieur du Rechterbach (st. 123 et 124), la Warche à l'entrée de Malmedy (st. 80) et la Sawa (st. 142) montrent des valeurs caractéristiques de la zone bêta-mésosaprobe; les autres stations étudiées atteignent le seuil d'alpha-mésosaprobie, ou même de polysaprobie (Warche, st. 70 et 85; Warchenne, st. 83).

### 3.5. Conclusions

Ces quelques données sur la contamination fécale et la charge organique polluante des rivières du nord du massif Ardennais, quoique très sommaires, donnent cependant une bonne image de l'état de la qualité de leurs eaux.

La contamination bactérienne d'origine fécale (coliformes et E. coli) est toujours nulle ou très faible dans les stations de référence, mais elle atteint des proportions inquiétantes dans la Warche, la Warchenne et le Prümerbach. La charge en matières organiques, estimée par la BOD 5, semble moins préoccupante puisque les maxima sont atteints au printemps suite à des phénomènes indépendants de la pollution.



## Chapitre 4

### Auto-écologie des diatomées

#### 4.1. Introduction

Avant de procéder à l'étude synthétique des assemblages de diatomées, il nous a semblé utile d'analyser le comportement des principaux taxons vis-à-vis de chacun des paramètres physico-chimiques.

Une interprétation écologique du comportement des diatomées à l'égard des principaux facteurs abiotiques basée exclusivement sur des données de présence/absence n'a guère de signification. En effet, l'expérience nous a montré, comme l'ont d'ailleurs déjà souligné plusieurs auteurs (e.a. Lange-Bertalot & Bonik, 1976) que de nombreuses espèces pouvaient être présentes occasionnellement dans les conditions physico-chimiques les plus variées et qu'aucune conclusion ne pouvait être tirée de l'absence d'une espèce dans un échantillon, compte tenu du nombre d'observations nécessaires pour obtenir une liste floristique complète (cf. Leclercq, 1984). Kolkwitz & Marsson (1908) notaient d'ailleurs qu'une signification plus importante doit être attribuée à la présence de peuplements floristiques atteignant un développement typique qu'à de simples occurrences isolées.

De plus, les diatomées, comparativement à d'autres groupes d'organismes, sont relativement euryèces, c'est-à-dire qu'elles supportent une large gamme de variations des facteurs abiotiques (Messikommer, 1927), et comme le note Naumann (1921) à propos du niveau trophique des eaux: "Les organismes eurytrophes ne peuvent pas être utilisés comme indicateurs des conditions nutritionnelles du milieu dans la même mesure que les organismes sténotrophes. Souvent pourtant, des organismes eurytrophes atteignent un développement massif dans certaines limites du spectre, même s'ils sont par ailleurs présents dans la gamme entière. Ils peuvent alors être considérés comme indicateurs quantitatifs par opposition aux indicateurs qualitatifs."

Les spectres auto-écologiques doivent donc tenir compte simultanément de la présence et de l'abondance des espèces; les taxons occasionnels ne peuvent être considérés comme indicateurs que s'ils ont été observés fréquemment dans des conditions similaires, ce sont alors des espèces fidèles au sens des phytosociologues (Braun-Blanquet & Pavillard, 1928).

C'est pourquoi nous avons sélectionné les taxons les plus abondants, soit 76 taxons dont l'abondance relative atteint 5 % dans au moins un des 841 échantillons examinés, et les taxons les plus fréquents, soit 74 taxons moins abondants, mais présents dans plus de 10 % des échantillons.

La somme des abondances relatives de chaque taxon dans chacune des classes de valeurs des différents paramètres physico-chimiques (cf. chap. 2 pour la définition des classes) a été calculée puis exprimée en pourcents de

l'abondance relative totale du taxon considéré. Ce pourcentage a été porté en histogramme de part et d'autre d'un axe vertical. La largeur des rectangles ainsi obtenus est donc proportionnelle à l'abondance relative du taxon considéré, dans chacune des classes de valeurs des différents paramètres physico-chimiques. A l'échelle utilisée, 1 mm correspond à 10 % d'abondance relative et un axe en traits interrompus à une abondance relative inférieure à 1 %; l'axe n'est pas tracé pour les valeurs nulles. Les calculs ont été faits sur ordinateur IBM 370/158 et le tracé des spectres sur table traçante CALCOMP avec un pas de 0,025 mm à l'aide d'un programme graphique mis au point par M. Jansen, au Service général d'informatique de l'Université de Liège.

Les spectres des 150 taxons les plus abondants et les plus fréquents dans les rivières du nord de l'Ardenne sont donnés en annexe (Fabri & Leclercq, 1984), par ordre alphabétique des taxons; les 18 paramètres ont été répartis en 3 groupes en fonction de leurs affinités:

- paramètres caractérisant le type naturel de la rivière et paramètres corrélés (pH, alcalinité, sulfates, fer, aluminium, oxydabilité),
- paramètres de la minéralisation (calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorures et conductivité),
- paramètres liés à l'eutrophication et à la pollution organique (phosphates, nitrates, nitrites, ammoniacque, saturation en oxygène) et température.

Les numéros et abréviations des taxons sont indiqués au dessus des spectres; les noms des paramètres et les limites des classes figurent à gauche.

La comparaison de ces spectres avec les spectres de distribution des paramètres physico-chimiques mesurés dans les échantillons d'eau nous permet d'appréhender les affinités auto-écologiques des taxons vis-à-vis des paramètres mesurés, dans un contexte régional certes, mais sur base d'un grand nombre d'observations.

Nous pouvons ainsi confirmer, infirmer ou compléter les données trouvées dans la littérature. Les principales conclusions de cette étude taxon par taxon sont intégrées dans la liste floristique commentée en annexe (Fabri & Leclercq, 1984). Nous présentons ici une synthèse par paramètre (ou par groupes de paramètres) des données de la littérature et de nos propres résultats.

#### 4.2. pH, paramètres corrélés et teneur en sels minéraux

##### 4.2.1. pH

La sensibilité des algues au pH de l'eau est un fait connu de longue date et de nombreux auteurs ont étudié le comportement des diatomées vis-à-vis de ce paramètre. Selon Hustedt (1930 et 1957), Cholnoky (1968), Backhaus (1968), Salden (1978), e. a., ce serait même un des paramètres essentiels qui régissent la distribution des diatomées, et les nombreux travaux qui définissent des associations ou des assemblages de diatomées liés principalement au pH des eaux confortent cette opinion (cf. e. a. Symoens,

1957; Descy, 1979; van Dam, 1981; Coste & Ricard, 1983).

Deux voies principales ont été suivies dans l'étude des relations entre les diatomées et le pH des eaux: la première consiste à définir des catégories de taxons montrant globalement la même réaction, la seconde à préciser un optimum de développement pour chaque taxon.

Hustedt (e.a. 1937-39 et 1957) reconnaît cinq groupes d'espèces:

- alcalibiontes, restreintes à une gamme de pH supérieurs à 7,
- alcaliphiles, présentes à des pH proches de 7, avec une distribution plus importante aux pH supérieurs à 7,
- indifférentes, à distribution régulière à des pH proches de 7,
- acidophiles, présentes à des pH proches de 7, avec une distribution plus importante aux pH inférieurs à 7,
- acidobiontes, restreintes à une gamme de pH inférieurs à 7, avec un optimum égal ou inférieur à pH 5,5.

Une grande partie des indications auto-écologiques trouvées dans la littérature classent les taxons dans ce système, dont un inconvénient est qu'il confond apparemment les taxons indifférents au pH et les taxons neutrophiles ("circumneutral"); les premiers se développent indifféremment à des pH acides ou alcalins, avec parfois une préférence pour des pH proches de la neutralité; les seconds évitent autant les eaux acides que les eaux alcalines et sont restreints à des eaux proches de la neutralité.

Cholnoky (1968), suivi par Salden (1978), tente une approche beaucoup plus précise en définissant, souvent à 0,1 unité près, l'optimum de chaque taxon; il présente ainsi deux listes provisoires: l'une regroupe les taxons de pH optimum inférieur à 7, l'autre ceux dont l'optimum est supérieur à 7. Les divergences entre les optima définis par Cholnoky, Salden ou d'autres auteurs témoignent du niveau de précision extrêmement aléatoire de cette méthode, compte tenu, d'une part, des fluctuations du pH dans les eaux et, d'autre part, de l'influence des autres paramètres, difficile, voire impossible, à discerner de celle du pH.

Lowe (1974) suggère que le pH optimum est peut-être une donnée plus importante, mais il retient en premier lieu les groupes définis par Hustedt, tout en précisant un optimum lorsque des données à ce sujet existent. Cette conception, qui est d'ailleurs celle de beaucoup d'auteurs contemporains, est, à notre avis, très judicieuse.

Nous avons groupé les taxons en six classes principales, directement inspirées des cinq classes proposées par Hustedt (1957):

- acidobiontes, taxons strictement restreints à des eaux acides et occasionnels à des pH supérieurs à 6,5,
- acidophiles, taxons dont l'abondance relative cumulée à des pH inférieurs à 6,5 dépasse 75 %,
- neutrophiles, taxons dont l'abondance relative cumulée à des pH compris entre 6,5 et 7,5 dépasse 75 %,
- alcaliphiles, taxons dont l'abondance relative cumulée à des pH supérieurs à 7,5 dépasse 75 %,
- alcalibiontes, taxons strictement restreints à des eaux alcalines et occasionnels à des pH inférieurs à 7,5,
- indifférents, taxons régulièrement distribués des pH acides aux pH alcalins.

Tableau 25

Comportement vis-à-vis du pH  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

taxons acidobiontes					
AN SER B	E EXIG	E RHOM	PE FIBU	P BICE M	
taxons fortement acidophiles					
A AUST H	E CURV	FRU R SA	P HILS		
AN VIT	FRU R	P APPE I	P MICR		
taxons faiblement acidophiles					
A SAXO	CY LUNA	E PECT V	E TRID P	NE BIS	SU DELI
AN SER	E FLEX	E SEPT	GO GRAC	NE HERC	SU ROBA
CA BACI	E PECT	E TENE	NA QUAD	P SUBC	TAB FLO
taxons neutrophiles à acidophiles					
CY HAUC	E PECT M	HANT A	NA CINC	P SUDE	
CY PERP	FRA CAP	HANT A C	NE AFF	STA AN H	
DIP OB	FRA VI	MER CI C	P BORE	STA TH	
E DIOD	GO LON S	NA ANGU	P STO'RA		
taxons neutrophiles					
A BIOR	CA VEN T	E PRAE I	FRU VU	GO OLIV	NA RHYN
A MARG	CY GIRO	FRA BIC	FRU WEI	HANN A	NA TR PA
A MINU J	DIA ANC	FRA CO V	GO ACU	HANN A A	NI ACIC
AMPHO OV	DIA HI M	FRA RUM	GO ANG	NA MINU	NI GAND
AST FORM	DIA TE E	FRA VI E	GO CLEV	NA RAD	ST'US HA
taxons neutrophiles à alcaliphiles					
A LANC	CY MIN	MEL ITA	NA LANC	NA TWYM	NI P'CEA
A LAPI	CY SINU	MEL VAR	NA PERM	NI ACID	NI PUSI
CO PLA E	FRA VA	NA CAP	NA SAPR	NI DISS	SU OVA
CYC MENE	MEL DIS	NA GREG	NA TRIV	NI LINE	
taxons faiblement alcaliphiles					
CO PEDI	NA FRUG	NI ROMA	NI SOCI		
taxons fortement alcaliphiles					
AMPHO PE	DIA VUL	NA ACCO	RHOI CUR	SY ACUS	
taxon alcalibionte					
CO DISC					

Nous n'avons pas tenté de préciser des optima, car notre échantillonnage n'est pas régulièrement distribué dans la gamme de pH et montre une trop faible représentation des milieux alcalins.

Parmi les 150 taxons les plus abondants et les plus fréquents dans le nord du massif Ardennais, nous avons ainsi pu reconnaître, à côté de 38 taxons indifférents au pH (tabl. 25):

- 5 taxons acidobiontes,
- 27 taxons acidophiles, dont 8 fortement acidophiles et 19 faiblement acidophiles,
- 72 taxons neutrophiles, dont 19 de tendance acidophile et 23 de tendance alcaliphile,
- 9 taxons alcaliphiles, dont 4 faiblement alcaliphiles et 5 fortement alcaliphiles,
- 1 taxon alcalibionte.

#### 4.2.2. Paramètres corrélés au pH

##### 4.2.2.1. Alcalinité

L'effet de l'alcalinité, en tant que telle, sur les diatomées n'a guère été étudié, en raison de la corrélation complexe existant entre ce paramètre, le pH et les ions bivalents par le jeu des équilibres entre le dioxyde de carbone, les bicarbonates et les carbonates. Nous pouvons néanmoins définir des seuils d'alcalinité, parallèlement au caractère acido- ou alcaliphile des taxons.

N.B. Compte tenu des valeurs de pH, l'alcalinité, qui est exprimée conventionnellement en mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ , doit être interprétée ici en termes de concentration en bicarbonates.

Les taxons acidobiontes ont plus de 75 % d'abondance relative cumulée dans des eaux d'alcalinité inférieure à 8 mg/l. Une alcalinité de 16 mg/l semble être la valeur limite entre les taxons acidophiles et alcaliphiles. Le seuil minimal pour les taxons alcalibiontes semble se situer au delà de 32 mg/l, mais ces taxons sont trop peu nombreux dans notre échantillonnage pour permettre de le préciser. Les taxons neutrophiles et les taxons indifférents au pH montrent une abondance régulière dans toute la gamme d'alcalinité observée et peuvent donc être considérés comme indifférents à la teneur en bicarbonates.

##### 4.2.2.2. Sulfates

Les diatomées semblent peu sensibles à la teneur en sulfates dans la gamme de concentrations notées en Ardenne.

Parmi les 150 taxons les plus abondants et les plus fréquents, plus de 50 % sont en effet indifférents à la teneur en sulfates. Les taxons acidobiontes et acidophiles s'observent surtout en présence de fortes concentrations en sulfates (de 7,5 à 30 mg/l), mais les taxons acidophiles sont parfois abondants aussi à des teneurs plus faibles. La majorité des taxons neutrophiles ou acidophiles montrent un optimum pour des teneurs comprises entre 3 et 15 mg/l, tandis que les taxons alcaliphiles sont généralement



liés à des eaux plus riches en sels minéraux, et notamment en sulfates (de 7,5 à 30 mg/l).

#### 4.2.2.3. Fer

La plupart des taxons observés (soit 77 % des 150 taxons les plus fréquents et les plus abondants) montrent une distribution régulière pour des teneurs en fer comprises entre 0,1 et 0,8 mg/l. Quelques taxons seulement semblent plus sensibles à ce paramètre, notamment les taxons neutrophiles et alcaliphiles qui sont plus abondants pour des teneurs en fer inférieures à 0,4 mg/l, mais ceci résulte sans doute plus des corrélations existant entre le pH des eaux et leur teneur en fer, que d'une sensibilité spécifique au fer. En effet, on constate parallèlement que plusieurs taxons acidophiles ou acidobiontes sont abondants pour des teneurs en fer relativement élevées (jusqu'à 1,6 mg/l).

#### 4.2.2.4. Aluminium

La plupart des diatomées n'ont été observées, dans le nord de l'Ardenne, qu'occasionnellement dans des eaux dont la teneur en aluminium dépassait 0,3 mg/l. Ce paramètre montre aussi une corrélation assez nette avec le pH: on remarque que seuls les taxons acidophiles et acidobiontes sont abondants lorsque la concentration en aluminium dépasse 0,5 mg/l. L'abondance des taxons planctoniques (AST FORM, MEL ITA, ST'US HA) dans les eaux relativement riches en aluminium mérite également d'être signalée.

#### 4.2.2.5. Oxydabilité

Les principales espèces sont régulièrement distribuées en Ardenne dans des eaux dont l'oxydabilité est inférieure à 10 mg O<sub>2</sub>/l. Un certain nombre de taxons sont toutefois rares aux faibles valeurs d'oxydabilité (moins de 1,2 mg O<sub>2</sub>/l) et abondants ou fréquents à des valeurs relativement élevées (plus de 10 mg/l). Ce sont soit des espèces acidobiontes ou acidophiles, de milieu tourbeux, qui supportent ou demandent une forte teneur en acides humiques (dans ce cas l'oxydabilité ne dépasse pas 20 mg O<sub>2</sub>/l) (AN SER B, AN VIT) (cf. ci-dessous, niveau trophique), soit des espèces d'eaux polluées, tolérant ou exigeant une charge importante en composés organiques, principalement d'origine animale (oxydabilité pouvant dépasser 40 mg O<sub>2</sub>/l) (MEL DIS, NA ACCO, NA FRUG, ST'US HA) (cf. ci-dessous, pollution).

### 4.2.3. Paramètres de la minéralisation

La sensibilité des diatomées à la teneur en sels minéraux a été mise en évidence par plusieurs auteurs (Kolbe, 1927; Hustedt, 1930 et 1957; Backhaus, 1968; Cholnoky, 1968; Pierre, 1969a; Salden, 1978; etc.), en particulier dans le cadre du système des halobies développé par Kolbe et, dans l'école de Cholnoky, par le biais de la sensibilité aux variations de la pression osmotique.

La teneur totale en sels minéraux est un paramètre global qui peut être décomposé en plusieurs facteurs, vis-à-vis desquels les diatomées ne se

comportent pas nécessairement de manière identique:

- anions monovalents (chlorures) et cations monovalents (sodium et potassium), principaux responsables de la salinité des eaux,
- cations bivalents (calcium et magnésium), déterminant la dureté totale de l'eau,
- composés de l'azote et du phosphore, liés au niveau trophique ou à la pollution organique des eaux,
- sulfates, bicarbonates, fer et aluminium, déjà évoqués ci-dessus,
- silice, métaux lourds et autres oligo-éléments, que nous n'envisagerons pas ici.

#### 4.2.3.1. Salinité: système des halobies

La salinité des eaux est définie conventionnellement comme le poids en grammes des composés solides séchés à température constante de 480°C à partir de 1 kg d'eau. En eau de mer et en eau saumâtre, la salinité est essentiellement due aux ions sodium et chlorures; en eau douce, la dureté (teneur en cations bivalents) y contribue également pour une part non négligeable.

Comme le souligne Cholnoky (1968), les auteurs du début du 19e siècle (e.a. Ehrenberg, Agardh, Smith) avaient déjà perçu la différence entre les florules diatomiques de l'eau de mer et des eaux douce et saumâtre et indiquaient l'habitat des espèces qu'ils observaient. Il a cependant fallu attendre le 20e siècle et les travaux de Kolbe (1927) pour assister à l'élaboration du système des halobies.

Le système des halobies (Kolbe, 1927) distingue trois grands groupes des taxons:

- euhalobes ou d'eau salée (salinité de 3 à 4 %),
- mésahalobes ou d'eau saumâtre (salinité de 0,5 à 2 %),
- oligohalobes ou d'eau totalement douce (salinité < 0,5 %).

Ces derniers sont eux-mêmes répartis en trois catégories:

- halophiles, qui atteignent un développement maximal en eau douce, mais sont fréquents aussi en eau saumâtre,
- indifférents, qui sont généralement considérés comme taxons d'eau douce et régressent en eau saumâtre,
- halophobes, qui ne se développent qu'en eau totalement douce.

Différents auteurs ont tenté de préciser d'autres seuils et ont proposé de nouvelles subdivisions. Nous ne reviendrons pas en détail sur tous ces travaux dont la synthèse a été faite par plusieurs auteurs (e.a. Segal, 1965; Cholnoky, 1968; Pierre, 1969a), car ils envisagent principalement des taux de salinité nettement supérieurs à ceux observés en Ardenne où les eaux sont extrêmement douces.

Hustedt (1957) a fixé à 0,02 % la limite de salinité entre les taxons mésahalobes et oligohalobes et distingue, parmi les taxons mésahalobes:

- des euryhalins mésahalobes (salinité de 0,02 à 3 %),
- des alpha-mésahalobes (salinité minimale d'environ 1 %),
- des bêta-mésahalobes (salinité de 0,02 à 1 %).

Il remplace le terme "euhalobe" par "polyhalobe" et place les espèces halophobes (ou haloxènes) dans une quatrième catégorie, distincte des oligohalobes.

Tableau 26

Comportement vis-à-vis du calcium  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

taxons calcifuges

A LAPI	AN SER B	E PECT V	FRU R	HANN A	P APPE I
A LAPP	AN VIT	E SEPT	FRU R SA	NA ANGU	P BICE M
A SAXO	CY HAUC	E TRID P	GO CLEV	NE BIS	TAB FLO

taxons calcitolérants

A AUST H	CY MIN	E RHOM	GO GRAC	NA RHYN	P STO'RA
A BIOR	CY NAVI	E PECT	GO LON S	NE AFF	P VIRI
A MARG	CY PERP	E PRAE	EQ OLIV	NE HERC	STA AN H
A MINU J	DIA ANC	FRA CAP	GO TRU	NI RECT	ST'IS TU
AMPHO OV	DIA HI M	FRA VI	HANN A A	PE FIBU	SU CEL
AN SER	DIP OB	FRA VI E	MER CI C	P ACRO	SU DELI
CA BACI	E CURV	FRU WEI	NA COCC	P BORE	SU ROBA
CA VEN T	E DIOD	GO ACU	NA MINU	P DI'ENS	TAB FEN
CY GIRO	E XIG	GO ANG	NA QUAD	P HILS	
CY LUNA	E FLEX	GO ANG P	NA RAD	P ABAU	

taxons calciphiles

AST FORM	CYC MENE	NA ACCO	NA TRIV	RHOI CUR
CO PEDI	DIA VUL	NA FRUG	NA TWYM	
CO PLA E	MEL DIS	NA TR PA	NI ROMA	

taxons eucalciphiles

AMPHO PE	CO DISC
----------	---------

Pierre (1969) subdivise encore le groupe des espèces bêta-mésahalobes: "les espèces pachymésahalobes renfermeront les espèces nettement mésahalobes (ou bêta-mésahalobes fortes), exceptionnelles dans les eaux faiblement saumâtres, et les leptomésahalobes (ou bêta-mésahalobes faibles), celles des eaux à peine salées. La limite de ces groupes se placerait légitimement vers une teneur en sel de 0,5 %."

Lowe (1974) conserve les seuils initialement proposés par Kolbe (1927) et considère comme bêta-mésahalobes, les taxons se développant dans des eaux de salinité comprise entre 0,05 et 1 %.

Hormis un cas extrême de pollution (st. 85), la salinité mesurée dans les rivières du nord de l'Ardenne n'a jamais atteint 0,02 %; la majorité des taxons observés sont donc strictement oligohalobes ou halophobes, excepté deux taxons marins, Actinoptvchus senarius, dont un seul frustule a été identifié, et Stephanopyxis turris, rencontré sporadiquement.

#### 4.2.3.2. Dureté totale : calcium et magnésium

Dans la plupart des cas, les indications relatives à ce paramètre restent vagues et l'on se contente de mentions comme "d'eau de dureté modérée" (cf. Patrick & Reimer, 1966 et 1975), "d'eau calcaire" ou "sur silice" (cf. Germain, 1981). Pourtant, les diatomées semblent assez sensibles à la dureté de l'eau et nos observations en Ardenne nous permettent de répartir les principaux taxons en 5 groupes en fonction de leurs affinités pour le calcium et, dans une moindre mesure, pour le magnésium (tabl. 26):

- 18 taxons calcifuges montrent 75 % de leur abondance relative totale à des teneurs en calcium inférieures à 5 mg/l et ne sont qu'occasionnellement présents à des teneurs supérieures à 10 mg/l,
- 58 taxons calcitolérants montrent 75 % de leur abondance relative totale à des teneurs inférieures à 10 mg/l et sont occasionnels à des teneurs supérieures à 20 mg/l,
- 15 taxons calciphiles ont 75 % de leur abondance relative totale à des teneurs en calcium supérieures à 10 mg/l,
- parmi ces derniers, 2 taxons eucalciphiles ont 75 % de leur abondance relative totale à plus de 20 mg/l,
- 59 taxons indifférents au calcium montrent une abondance relative totale régulièrement distribuée entre 1,2 et 20 mg/l.

Les taxons calcifuges et calcitolérants se développent surtout à des teneurs en magnésium inférieures à 3,5 ou même à 2 mg/l et sont occasionnels aux teneurs supérieures à 5 mg/l, tandis que les taxons calciphiles montrent une abondance relative maximale entre 3,5 et 5 mg/l et les eucalciphiles se développent préférentiellement à des teneurs en magnésium supérieures à 9,5 mg/l.

Nos résultats montrent aussi qu'une teneur minimale en calcium d'environ 1 mg/l est nécessaire à la prolifération de la plupart des taxons. En effet, 50 % des taxons les plus abondants et les plus fréquents en Ardenne (soit 74 taxons) n'ont été observés qu'occasionnellement dans des eaux contenant moins de 1 mg/l de calcium et 32 taxons n'ont jamais été observés en dessous de cette limite. De plus, parmi les taxons montrant une certaine abondance dans les eaux très pauvres en calcium, 7 taxons seulement atteignent une abondance relative totale d'environ 10 % à des teneurs inférieures à 1,2 mg/l.

Tableau 27

Relation entre le comportement des diatomées  
vis-à-vis du pH et vis-à-vis du calcium  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	calci- fuges	calci- tolérants	calci- philes	eucalci- philes	Ca-indif- férents	total
acidobiontes	2	3	0	0	0	5
acidophiles	4	3	0	0	1	8
faiblement acidophiles	6	10	0	0	2	18
neutrophiles à acidophiles	2	11	0	0	6	19
neutrophiles	2	17	2	0	9	30
neutrophiles à alcaliphiles	1	1	5	0	16	23
faiblement alcaliphiles	0	0	3	0	1	4
alcaliphiles	0	0	3	1	1	5
alcalibiontes	0	0	0	1	0	1
indifférents au pH	1	13	0	0	23	37
total	18	58	13	2	59	150

Le comportement des diatomées vis-à-vis du calcium est en partie corrélé à leur sensibilité au pH (tabl. 27): globalement, les taxons acidophiles sont calcifuges ou faiblement calcitolerants et les taxons alcaliphiles sont plus ou moins calciphiles; seuls les taxons neutrophiles et indifférents réagissent de façon très variable à la dureté de l'eau.

#### 4.2.3.3. Sodium

Près de 50 % des taxons les plus abondants et les plus fréquents dans le nord du massif Ardennais ne montrent aucune sensibilité particulière au sodium dans la gamme de concentrations observées.

Parmi les taxons dont le spectre vis-à-vis du sodium s'écarte sensiblement de la distribution de l'échantillonnage, nous pouvons distinguer (tabl. 28):

- 2 taxons fortement Na-fuges, dont l'abondance relative dépasse 75 % à des teneurs en sodium inférieures à 3 mg/l,
- 18 taxons faiblement Na-fuges, régulièrement distribués à des teneurs en sodium inférieures à 6 mg/l,
- 37 taxons faiblement tolérants, régulièrement distribués à des teneurs comprises entre 3 et 12 mg/l,
- 14 taxons Na-tolérants, dont l'abondance relative à des teneurs en sodium supérieures à 6 mg/l dépasse 50 %,
- 5 taxons Na-philés, dont l'abondance relative à des teneurs en sodium supérieures à 12 mg/l dépasse 75 %.

Mis à part les taxons Na-fuges qui ne supportent que de faibles teneurs en calcium (calcifuges ou faiblement calcitolerants), la sensibilité des diatomées au sodium semble pratiquement indépendante de leur sensibilité au calcium. Les taxons indifférents au calcium sont plutôt Na-tolérants qu'indifférents au sodium et les taxons indifférents au sodium sont plutôt calcitolerants.

#### 4.2.3.4. Potassium

Les principaux taxons de diatomées observés en Ardenne semblent peu sensibles à la teneur en potassium dans une gamme de 0 à 3,2 mg/l. En effet, les spectres de 81 taxons sont très proches de la distribution des mesures de la teneur en potassium des eaux. Parmi les taxons les plus sensibles à ce cation, nous distinguons (tabl. 29):

- 16 taxons K-fuges dont l'abondance relative à des teneurs inférieures à 0,8 mg/l dépasse 75 %,
- 33 taxons K-tolérants dont l'abondance relative totale à des teneurs comprises entre 0,8 et 6,4 mg/l dépasse 75 %,
- 15 taxons faiblement K-philés dont l'abondance relative à des teneurs supérieures à 1,6 mg/l dépasse 75 %,
- 5 taxons fortement K-philés dont l'abondance relative à des teneurs supérieures à 3,2 mg/l dépasse 75 %.

#### 4.2.3.5. Chlorures

La sensibilité des diatomées aux chlorures est assez peu marquée entre 2 et 16 mg/l et seuls quelques taxons montrent une certaine abondance dans les

Tableau 28

Comportement vis-à-vis du sodium  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

---

taxons fortement Na-fuges

A LAPI      AN SER B

---

taxons faiblement Na-fuges

AN VIT	E EXIG	E SEPT	FRU R SA	NA ANGU	P BICE M
CY PERP	E FLEX	E TRID P	GO CLEV	NE BIS	SU DELI
E CURV	E RHOM	FRU R	HANN A	P APPE I	TAB FLO

---

taxons faiblement Na-tolérants

A LANC	FRA BIC	NA CINC	NI ACIC	P BICE	SY ULN
AMPHO OV	FRA RUM	NA CRY	NI ACID	P BREB D	TAB FEN
AMPHO PE	FRA VA	NA EXCE	NI DISS	STA PH	
CO PEDI	FRA VI E	NA GREG	NI GAND	ST'US HA	
CO PLA E	HANT A	NA LANC	NI HOME	SU ANGU	
CY MIN	MER CI	NA MINU	NI LINE	SU OVA	
CY SINU	NA CAP	NA SAPR	NI SOCI	SU OVA P	

---

taxons Na-tolérants

AST FORM	MEL VAR	NA TR PA	NI PALEA	RHOI CUR
CYC MENE	NA MINI	NA TWYM	NI PUSI	SY ACUS
MEL ITA	NA PERM	NAI ARCH	NI ROMA	

---

taxons Na-philes

DIA VUL	MEL DIS	NA ACCO	NA FRUG	NA TRIV
---------	---------	---------	---------	---------

---

Tableau 29

Comportement vis-à-vis du potassium  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

taxons K-fuges

A LAPI	AN VIT	E EXIG	FRU R	NA ANGU	TAB FLO
A SAXO	CO DISC	E FLEX	FRU R SA	NA TR PA	
AN SER B	E CURV	FRA VI	HANN A	P BICE M	

taxons K-tolérants

A LANC	CY SINU	HANT A	NA MINU	NI LINE	SU ANGU
AN VIT	FRA BIC	MEL ITA	NA QUAD	NI P'CEA	SU OVA
CA VEN T	FRA CO V	NA CAP	NA SAPR	PE FIBU	SY ULN
CO PLA E	FRA RUM	NA CRY	NI ACIC	P OBSC	
CY GIRO	FRA VA	NA EXCE	NI ARCH	STA PH	
CY MIN	GO OLIV	NA LANC	NI CAND	STA TH	

taxons faiblement K-philes

CO PEDI	MEL VAR	NA MINI	NA TWYM	NI ROMA
CYC MENE	MER CI	NA PERM	NI PALEA	NI SOCI
MEL DIS	NA GREG	NA TRIV	NI PUSI	ST'US HA

taxons fortement K-philes

DIA VUL	NA ACCO	NA FRUG	RHOI CUR	SY ACUS
---------	---------	---------	----------	---------



Tableau 30

Comportement vis-à-vis des chlorures  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

taxons Cl-fuges (halophobes)

A LAPI	E CURV	FRU R SA	NA ANGU	P BICE M
AN SER B	E EXIG	HANN A	P APPE I	

taxons Cl-tolérants (oligohalobes indifférents)

A BIOR	CY MIN	FRA VA	NA CRY	NI HOMB	STA PH
A LANC	CY NAVI	FRA VI E	NA EXCE	NI LINE	STA TH
AMPHO OV	CY SINU	GO ANG P	NA MINU	NI RECT	ST'US HA
AMPHO PE	DIA TE E	GO OLIV	NA PERM	P BORE	SU ANGU
AN SER	DIP OB	GO PARV	NA PUP	P BREB D	SU OVA
AST FORM	E DIOD	GO TRU	NA QUAD	P OBSC	SU OVA P
CA BACI	E PRAE	HANT A	NA RHYN	P ABAU	TAB FEN
CA VEN T	FRA BIC	MER CI	NI ACIC	P SUDE	
CY GIRO	FRA CO V	MER CI C	NI ACID	P VIRI	
CY LUNA	FRA RUM	NA COCC	NI ARCH	P VIRI C	

taxons Cl-philes (halophiles)

CO PEDI	MEL DIS	NA CAP	NA MINI	NI GAND	NI SOCI
CO PLA E	MEL ITA	NA FRUG	NA SAPR	NI PALEA	RHOI CUR
CYC MENE	MEL VAR	NA GREG	NA TRIV	NI PUSI	SY ACUS
DIA VUL	NA ACCO	NA LANC	NA TWYM	NI ROMA	

taxons Cl-indifférents (oligohalobes indifférents)

A AUST H	DIA HI M	FRA CAP	HANT A C	P ACRO	ST'IS TU
A LAPP	E FLEX	FRA VI	NA CINC	P BICE	SU CEL
A MARG	E RHOM	FRU R	NA ELG S	P DI'ENS	SU DELI
A MINU	E PECT	FRU VU	NA RAD	P HILS	SU ROBA
A MINU J	E PECT M	FRU WEI	NA TR PA	P MAJO	SY ULN
A SAXO	E PECT V	GO ACU	NE AFF	P MESOL	TAB FLO
AN VIT	E PRAE B	GO ANG	NE BIS	P MICR	
CO DISC	E PRAE I	GO CLEV	NE HERC	P STO'RA	
CY HAUC	E SEPT	GO GRAC	NI DISS	P SUBC	
CY PERP	E TENE	GO LON S	NI P'CEA	STA AN	
DIA ANC	E TRID P	HANN A A	PE FIBU	STA AN H	

Tableau 31

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis du calcium, des chlorures et du potassium  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	calci- fuges	calci- tolérants	calci- philes	eucalci- philes	Ca-indiff- férents	total
Cl-fuges (halophobes)						
Na-fuges	7	2	0	0	0	9
Cl-tolérants (oligohalobes indifférents)						
Na-tolérants	0	5	1	1	21	28
Na-indifférents	0	21	0	0	8	29
Cl-philes (halophiles)						
Na-tolérants	0	0	6	0	12	18
Na-philes	0	0	5	0	0	5
Cl-indifférents (oligohalobes indifférents)						
Na-fuges	7	4	0	0	0	11
Na-tolérants	0	0	1	0	4	5
Na-indifférents	4	26	0	1	14	45
total						
Na-fuges	14	6	0	0	0	20
Na-tolérants	0	5	8	1	37	51
Na-philes	0	0	5	0	0	5
Na-indifférents	4	47	0	1	22	74
total général						
	18	58	13	2	59	150

Tableau 32

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis de la conductivité, des chlorures et du calcium  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	optimum dans des eaux de conductivité				total
	faible	moyenne	élevée	indifférents	
Cl-fuges (halophobes)					9
Ca-fuges	5	0	0	2	7
Ca-tolérants	0	0	0	2	2
Cl-tolérants (oligohalobes indifférents)					57
Ca-tolérants	0	1	0	26	27
Ca-philes	0	1	1	0	2
Ca-indifférents	0	15	0	13	28
Cl-philes (halophiles)					23
Ca-philes	0	5	6	0	11
Ca-indifférents	0	11	1	0	12
Cl-indifférents (oligohalobes indifférents)					61
Ca-fuges	11	0	0	0	11
Ca-tolérants	10	0	0	19	29
Ca-philes	0	1	1	0	2
Ca-indifférents	1	0	0	18	19
total					
Ca-fuges	16	0	0	2	18
Ca-tolérants	10	1	0	47	58
Ca-philes	0	7	8	0	15
Ca-indifférents	1	26	1	31	59
total général	27	34	9	80	150

rivières du nord du massif Ardennais à des teneurs en chlorures plus basses; 61 taxons ont une distribution proche de celle des concentrations mesurées dans les eaux (de 60 à 85 % d'abondance relative totale à des teneurs comprises entre 4 et 8 mg/l).

A côté de ces taxons indifférents, on peut toutefois reconnaître (tabl. 30):

- 9 taxons Cl-fuges, relativement abondants (de 35 à 65 %) à des teneurs en chlorures inférieures à 4 mg/l,
- 57 taxons Cl-tolérants, relativement abondants (de 35 à 65 %) à des teneurs supérieures à 8 mg/l,
- 23 taxons Cl-philés, dont l'abondance relative à des teneurs supérieures à 8 mg/l dépasse 75 %.

Comme leur sensibilité au sodium, la sensibilité des diatomées aux chlorures semble indépendante de leur sensibilité au calcium, sauf dans le cas des taxons Cl-fuges qui ne supportent que de faibles teneurs en calcium (calcifuges ou calcitolérants). En effet, les taxons Cl-tolérants sont aussi bien calcitolérants que Ca-indifférents et les taxons Cl-indifférents sont surtout calcitolérants, mais aussi calcifuges et Ca-indifférents (tabl. 31).

#### 4.2.3.6. Salinité: conclusions

Les teneurs en calcium, magnésium, sodium, potassium et chlorures des rivières du nord du massif Ardennais montrent souvent des variations parallèles, mais d'amplitudes très différentes. Toutefois, ces paramètres ne sont pas véritablement corrélés et ils peuvent avoir individuellement un effet discriminant sur les végétations de diatomées.

Les teneurs en calcium et en chlorures semblent être prépondérantes car c'est à ces deux ions que la majorité des taxons sont les plus sensibles.

Un tableau synthétique du comportement vis-à-vis de ces deux paramètres et du sodium (tabl. 31) nous permet de reconnaître les trois tendances définies par Kolbe (1927) dans le groupe des taxons oligohalobes:

- 9 taxons halophobes sont Cl-fuges et Na-fuges, ils ne supportent que de faibles teneurs en calcium (calcifuges et calcitolérants),
- 118 taxons oligohalobes indifférents sont Cl-tolérants ou Cl-indifférents, le plus souvent calcitolérants ou Ca-indifférents, parfois calcifuges, rarement calciphiles, leur réaction au sodium est très variable, mais ils semblent supporter plus facilement le calcium que le sodium;
- 23 taxons halophiles sont Cl-philés, Na-tolérants ou Na-philés et calciphiles ou Ca-indifférents.

#### 4.2.3.7. Conductivité

La conductivité est la résultante de la teneur totale en substances dissoutes, mais elle est essentiellement due aux éléments minéraux les plus mobiles (masses les plus faibles).

Parmi les 150 taxons les plus abondants et les plus fréquents en Ardenne, 80 taxons montrent une abondance régulière dans des eaux dont la conductivité varie de 20 à 210  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C; aussi leur distribution, semblable à celle des échantillons d'eau, permet-elle de supposer qu'ils sont indifférents à ce paramètre dans la gamme de variations observées dans

les rivières du nord du massif Ardennais.

Les 70 taxons apparemment plus sensibles à la conductivité peuvent être répartis en quatre groupes:

- 1 seul taxon est exclusivement lié à des eaux de conductivité très faible, il n'est abondant que dans les eaux de conductivité inférieure à 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 25 °C et est occasionnel lorsque la conductivité dépasse 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;
- 26 taxons préfèrent des eaux de faible conductivité, leur abondance relative cumulée dans les eaux de conductivité inférieure à 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dépasse 75 %;
- 34 taxons préfèrent des eaux de conductivité moyenne, ils sont peu abondants dans les eaux de conductivité inférieure à 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et occasionnels en dessous de 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;
- 9 taxons préfèrent des eaux de conductivité élevée, ils sont abondants surtout dans les eaux de conductivité supérieure à 140  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; parmi ces derniers, plusieurs taxons montrent un développement important à des conductivités supérieures à 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

La relation entre la sensibilité des diatomées à la conductivité des eaux et à leur teneur en calcium et en chlorures est complexe (tabl. 32). Les taxons qui ne supportent que de faibles conductivités sont calcifuges ou ne tolèrent que de faibles teneurs en calcium, ils sont indifférents à la teneur en chlorures ou, plus rarement, Cl-fuges. Par contre, les taxons qui préfèrent des eaux de conductivité moyenne sont Cl-tolérants ou Cl-philes, ils sont indifférents à la teneur en calcium ou, plus rarement, calciphiles. A des faibles conductivités, le calcium semble donc prépondérant, tandis qu'à des conductivités un peu plus élevées, les chlorures seraient le facteur déterminant; enfin, aux conductivités les plus élevées, ces deux ions jouent simultanément: en effet, les taxons qui préfèrent des eaux de conductivité élevée sont à la fois calciphiles et Cl-philes.

### 4.3. Niveau trophique

#### 4.3.1. Considérations générales

Le niveau trophique des eaux est une notion complexe qui recouvre parfois des concepts différant selon les auteurs.

Les fondements d'une classification hydrobiologique basée sur le niveau trophique ont été élaborés parallèlement par Naumann (1919 et 1921) et Thienemann (1921 et 1922), pour des lacs essentiellement.

Naumann (1919), le premier, a introduit les termes oligo(-auto)-trophe, eu(-auto)trophe et hétérotrophe pour qualifier respectivement les formations des eaux pauvres en éléments nutritifs des régions montagneuses hercyniennes pauvres en calcaire, les formations des eaux appartenant à des terrains plus riches en électrolytes et, enfin, celles des "saprobisierten Gewässer, dass die Saprobifikation natürlichen oder erst kulturellen Einflüssen ihre Entstehung verdankt". Les concepts originels associés à ces termes sont donc extrêmement vastes.

Deux ans plus tard, Naumann (1921) a quelque peu précisé la notion de nutriments ("Nährstoffe", "Nährsalze"), en insistant particulièrement sur le calcium, le phosphore, l'azote et les acides humiques. Il a alors distingué dans les formations oligotrophe (pauvre en azote et en phosphore) et eutrophe (riche en azote et en phosphore) trois faciès:

- orthotrophe, faciès typique, nutriments d'origine autochtone,
- gypsotrophe, faciès riche en calcium, nutriments d'origine autochtone,
- paratrophe, nutriments d'origine allochtone (acides humiques).

Simultanément aux travaux de Naumann, Thienemann (1921 et 1922) établissait une typologie équivalente. Il distinguait en effet:

- un type oligotrophe ("lacs subalpins"), lacs profonds, pauvres en nutriments et en matières humiques, avec un taux de calcaire variable,
- un type eutrophe ("lacs baltiques"), lacs peu profonds, riches en nutriments et en calcaire, pauvres en matières humiques,
- un type dystrophe ("eaux humiques"), lacs peu profonds, dans un environnement tourbeux, pauvres en nutriments et en calcaire, riches en matières humiques; ce dernier type correspond au faciès paratrophe défini par Naumann (1921).

Dans les deux systèmes, le taux de calcaire peut donner une indication sur le niveau trophique, mais il n'est jamais considéré comme déterminant. Trois paramètres semblent essentiels: la teneur en matières humiques, le phosphore et l'azote.

Au fil des ans, la terminologie de Thienemann a supplanté celle de Naumann, et aux termes "oligotrophe", "eutrophe" et "dystrophe" s'est adjoint le terme "mésotrophe", intermédiaire entre les deux premiers; Thienemann (1921) était d'ailleurs partisan d'un continuum dans la nature et affirmait l'existence de transitions entre les types décrits. Ces termes qui qualifiaient primitivement le milieu abiotique et l'ensemble de la biocénose ont été appliqués aux organismes individuels qui la constituaient, et ce d'après leur zone optimale de développement. Toutefois des données chiffrées concrètes sur les teneurs en azote et en phosphore caractéristiques des différents niveaux sont restées relativement rares, peu précises et très variables selon les auteurs, aussi l'appréciation du niveau trophique des taxons est-elle restée très subjective.

Cholnoky (1968) considère le problème sous un autre angle et envisage les facultés d'azote-hétérotrophie d'un certain nombre d'espèces, facultés démontrées, selon lui, en partie par des données statistiques écologiques, en partie par des cultures expérimentales. Les processus physiologiques préluant à l'adaptation des diatomées vis-à-vis de la teneur de l'eau en nutriments, en particulier en composés azotés, débordent quelque peu du contexte de notre étude. Dans notre optique, l'essentiel est de rechercher si une espèce donnée fuit, tolère ou exige des conditions trophiques pauvres, modérées ou riches.

La typologie des eaux courantes du nord du massif Ardennais proposée par Leclercq (1984) a montré l'absence de phosphates, d'ammoniaque et de nitrites dans les milieux naturels. Par ailleurs, l'étude de la distribution des valeurs élevées et extrêmes des paramètres physico-chimiques et la synthèse des données par l'analyse factorielle des correspondances (chap. 3) ont mis en évidence, d'une part, la faible

corrélation existant entre les taux de phosphates et de nitrates, et, d'autre part, une certaine corrélation entre les teneurs en nitrates et en magnésium.

Aussi nous pouvons considérer que les spectres des taxons vis-à-vis des nitrates sont le reflet de leur comportement vis-à-vis du niveau trophique naturel de l'eau. De plus, comme nous l'avons noté ci-dessus, une oxydabilité élevée observée simultanément à un pH très acide correspond à la présence d'acides humiques. La détermination du niveau trophique des taxons nécessite donc l'examen des spectres de distribution vis-à-vis des nitrates, de l'oxydabilité et du pH; en outre, les spectres vis-à-vis du magnésium peuvent apporter des indications utiles.

#### 4.3.2. Nitrates

Parmi les 150 taxons les plus abondants et les plus fréquents dans le nord de l'Ardenne, 50 taxons semblent indifférents au niveau trophique des eaux estimé par la teneur en nitrates. Parmi les taxons plus sensibles à ce paramètre, nous distinguons (tabl. 33):

- 2 taxons strictement dystrophes, acidobiontes, présents presque exclusivement à des teneurs en nitrates inférieures à 1 mg N/l, à des teneurs en magnésium inférieures à 3,5 mg/l et à une oxydabilité supérieure à (2,5) 3 mg O<sub>2</sub>/l;
- 18 taxons oligo-dystrophes, fortement à faiblement acidophiles, abondants surtout à des teneurs en nitrates inférieures à 1 mg N/l et en magnésium inférieures à (2) 3,5 mg/l, régulièrement observés à des oxydabilités comprises entre 1,2 et 10 mg O<sub>2</sub>/l;
- 38 taxons oligotrophes, acidophiles à neutrophiles et 26 taxons oligo-mésotrophes, neutrophiles ou indifférents, dont l'abondance cumulée pour des teneurs en nitrates inférieures à 2 mg N/l dépasse 75 % et dont la réaction à la teneur en magnésium est variable;
- 12 taxons mésotrophes, neutrophiles à faiblement alcaliphiles, abondants surtout à des teneurs en nitrates supérieures à 2 mg N/l et en magnésium comprises entre 2 et 6,5 mg/l;
- 4 taxons mésotrophes à eutrophes, alcaliphiles à alcalibiontes, dont l'abondance cumulée à des teneurs en nitrates supérieures à 2 mg N/l dépasse 75 %, supportant des teneurs en magnésium supérieures à 9,5 mg/l.

Si la relation entre le comportement des diatomées vis-à-vis du niveau trophique des eaux et leur sensibilité au pH est évidente (tabl. 34), la relation entre la sensibilité à la conductivité et au niveau trophique des eaux est moins nette (tabl. 35) et 44 taxons seulement sont sensibles à ces deux paramètres simultanément.

Tableau 33

Comportement vis-à-vis du niveau trophique  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

---

taxons dystrophes

AN VIT      P BICE M

---

taxons oligo-dystrophes

AN SER B	E FLEX	E PECT V	FRU R SA	P APPE I	P MICR
E CURV	E RHOM	E SEPT	GO GRAC	P BICE	SU DELI
E EXIG	E PECT	FRU R	NA QUAD	P HILS	TAB FLO

---

taxons oligotrophes

A AUST H	CY PERP	FRA VI	NE AFF	P MESOL	STA TH
A SAXO	DIP OB	GO LON S	NE BIS	P STO'RA	SU CEL
AN SER	E DIOD	HANT A C	NE HERC	P SUBC	SU ROBA
CA BACI	E PECT M	NA ANGU	PE FIBU	P SUDE	
CY GIRO	E TENE	NA CINC	P ACRO	P VIRI	
CY HAUC	E TRID P	NA MINU	P DI'ENS	STA AN	
CY LUNA	FRA CAP	NA TR PA	P MAJO	STA AN H	

---

taxons oligo-mésotrophes

A LAPI	CY NAVI	GO ANG	NA CRY	NI LINE	TAB FEN
A LAPP	DIA HI M	GO CLEV	NA ELG S	NI P'CEA	
A MARG	E PRAE I	GO TRU	NA RAD	NI RECT	
A MINU	FRU WEI	HANN A	NA RHYN	P BREB D	
CO PEDI	GO ACU	HANT A	NA TRIV	SU OVA P	

---

taxons mésotrophes

A BIOR	AMPHO OV	CO PLA E	FRA BIC	NA CAP	NI GAND
A LANC	AST FORM	DIA TE E	MEL DIS	NI DISS	NI HOMB

---

taxons mésotrophes à eutrophes

AMPHO PE	CO DISC	NI SOCI	SY ACUS
----------	---------	---------	---------

---



Tableau 34

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis du pH et vis-à-vis du niveau trophique  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	dys- trophes	oligo- dys- trophes	oligo- trophes	oligo- mésotrophes	mésotrophes	mésotrophes à eu-	indiff.	total
acidobiontes	2	3	0	0	0	0	0	5
acidophiles	0	5	3	0	0	0	0	8
faiblement acidophiles	0	9	9	0	0	0	0	18
neutrophiles à acidophiles	0	0	16	1	0	0	2	19
neutrophiles	0	0	3	10	6	0	11	30
neutrophiles à alcaliphiles	0	0	0	4	5	0	14	23
faiblement alcaliphiles	0	0	0	1	0	1	2	4
alcaliphiles	0	0	0	0	0	2	3	5
alcalibiontes	0	0	0	0	0	1	0	1
indifférents	0	1	7	10	1	0	18	37
total	2	18	38	26	12	4	50	150

Tableau 35

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis de la conductivité et du niveau trophique des eaux  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	optimum dans des eaux de conductivité					total
	très faible	faible	moyenne	élevée	indiff.	
dystrophes	1	0	0	0	1	2
oligo-dystrophes	0	9	0	0	9	18
oligotrophes	0	11	2	1	24	38
oligo-mésotrophes	0	5	2	1	18	26
mésotrophes	0	0	8	0	4	12
méso- à eutrophes	0	0	1	3	0	4
indifférents	0	1	21	4	24	50
total	1	26	34	9	80	150

#### 4.4. Pollution

Depuis l'élaboration du système des saprobies par Kolkwitz & Marsson (1908) et ses remaniements ultérieurs (e.a. Kolkwitz, 1950; Liebmann, 1951), de multiples travaux ont été consacrés, en tout ou en partie, à l'étude des relations entre les diatomées et la pollution des eaux. Il nous a semblé superflu d'en retracer ici un historique détaillé, diverses synthèses des principales méthodes élaborées et des critiques qu'elles ont suscitées ayant déjà été faites (Fjordingstad, 1964; Elster, 1966; Sládeček, 1965, 1973 et 1974; Descy, 1975 et 1979; Lange-Bertalot, 1976, 1979 a et b). Nous nous attacherons à rappeler les concepts essentiels et à dégager les principales tendances de l'utilisation des diatomées comme bioindicateurs de la pollution des eaux.

##### 4.4.1. Système des saprobies

Kolkwitz & Marsson (1908) ont introduit la notion de saprobie pour exprimer la dépendance des organismes vis-à-vis des matières nutritives organiques en décomposition et distinguer parallèlement dans les eaux des polysaprobies, mésosaprobies et oligosaprobies correspondant au degré progressif de minéralisation.

A l'origine, ces trois zones ont été définies de la façon suivante.

La zone polysaprobe se caractérise sur le plan biologique surtout par sa richesse en schizomycètes; le nombre total de germes bactériens y est souvent supérieur à 1.000.000/ml; le déficit de saturation en oxygène est important et peut provoquer l'asphyxie des poissons. Du point de vue chimique, elle se caractérise par la dominance des processus de réduction et de décomposition, la richesse en acide carbonique et, en particulier, la teneur élevée en matières nutritives azotées putrescibles.

Kolkwitz & Marsson (1908) distinguent deux niveaux dans la zone mésosaprobe, ces deux niveaux ont été appelés par après alpha- et bêta-mésosaprobe. Le premier niveau, où l'auto-épuration s'accomplit difficilement, est caractérisé, du point de vue biologique, par la dominance des schizophycées et une richesse plus ou moins prononcée en eumycètes; les conditions d'asphyxie y sont rares; le nombre total de germes est d'environ 100.000/ml. Le second niveau de la zone mésosaprobe correspond à la formation à bacillariophycées, par opposition au premier niveau pauvre en diatomées; la végétation y est riche, e.a. en chlorophycées; le nombre total de germes bactériens est habituellement inférieur à 100.000/ml. Du point de vue chimique, l'aération et la production d'oxygène par la photosynthèse ont permis l'amorce des processus d'oxydation. Le taux de saturation en oxygène, très élevé à la lumière, diminue fortement à l'obscurité. Les composés azotés résultant de la dégradation des protéines (e.a. ammoniacque, nitrites, nitrates) sont présents, parfois cependant très dilués.

La zone oligosaprobe est caractérisée par l'achèvement de la minéralisation. Les communautés biologiques y sont riches, les charales qui sont très sensibles aux eaux usées commencent à apparaître; les organismes polysaprobies sont absents. Le nombre total de germes est inférieur à 1.000/ml. L'oxydabilité au permanganate est faible et l'azote

organique présent seulement en traces; la consommation d'oxygène est faible. Les processus de réduction sont rares. Contrairement aux zones polysaprobe et mésosaprobe, le chimisme de la zone oligosaprobe n'est plus dominé par une dégradation rapide de la matière organique, aussi d'autres paramètres peuvent-ils influencer particulièrement l'écologie des associations, e.a. la teneur en sels minéraux qui détermine la dureté de l'eau.

Kolkwitz & Marsson (1908) complètent cette description des trois zones de saprobies par l'énumération des organismes végétaux, algues en grande majorité, caractéristiques des différentes zones. Aucune diatomée ne figure parmi les taxons polysaprobies; trois espèces seulement (Hantzschia amphioxys, Nitzschia palea et var. fonticola et Stauroneis acuta) sont renseignées comme fortement mésosaprobies; une trentaine d'espèces sont citées comme faiblement mésosaprobies et près de soixante comme oligosaprobies.

Divers remaniements des listes ont été proposés ultérieurement (e.a. Kolkwitz, 1950; Liebmann, 1951).

Le système des saprobies offre certes des avantages et des inconvénients, largement discutés par Sládeček (1965); ses auteurs ont eu toutefois le mérite de proposer une première classification des niveaux de pollution et des organismes y associés, mais ils n'ont guère donné d'indications quant à la manière de les utiliser pour quantifier les pollutions et tirer des conclusions de la présence simultanée de groupes d'espèces caractéristiques de différentes zones.

#### 4.4.2. Polluosensibilité et indices de qualité

Une multitude de systèmes, parfois plus ou moins dérivés du système des saprobies, ont depuis lors vu le jour, citons notamment, parmi ceux qui utilisent les diatomées, les travaux de Knöpp (1954), Pantle & Buck (1955), Zelinka & Marvan (1961), Fjerdinstad (1964 et 1965), Sládeček (1969 et 1973), Salden (1978), Descy (1975, 1979 et 1980), Lange-Bertalot (1976, 1978, 1979 a et b).

Une notion fondamentale qui intervient dans la plupart de ces travaux est l'amplitude écologique des espèces vis-à-vis de la pollution: seules quelques espèces sont strictement caractéristiques d'un niveau déterminé de pollution, la plupart des espèces ont une amplitude plus large, plus ou moins centrée sur un niveau donné.

Fjerdinstad (1964 et 1965) a ainsi réparti les micro-organismes benthiques en quatre catégories suivant leur aptitude à vivre dans des eaux polluées:

- les organismes saprobiontes sont présents exclusivement dans des eaux très polluées,
- les organismes saprophiles sont généralement présents dans des eaux polluées, mais peuvent également se trouver dans d'autres biotopes et sont donc indifférents dans certaines limites,
- les organismes saproxènes sont généralement présents dans des biotopes non pollués, mais peuvent aussi se développer en présence d'une faible pollution,
- les organismes saprophobes sont incapables de se développer en eau

polluée.

Plus récemment, Lange-Bertalot (1978, 1979 a et b) a montré que les espèces différentielles, au sens des phytosociologues, constituaient un meilleur critère pour évaluer la pollution de l'eau, que les espèces indicatrices, au sens du système des saprobies. Son raisonnement s'appuie, non sur une base théorique abstraite, mais sur des données chiffrées concrètes résultant de cinq ans d'observations sur le Main et d'études plus ponctuelles sur de nombreuses rivières d'Europe centrale et occidentale.

Au cours de ses travaux sur le Main, Lange-Bertalot (1976, 1978 et 1979a) a mis en évidence des espèces différentielles entre des niveaux de qualité d'eau équivalents aux classiques zones de saprobies (IV = polysaprobie, III = alpha-mésosaprobie, II = bêta-mésosaprobie):

- les différentielles de qualité II dominant dans la zone bêta-mésosaprobe, elles résistent à des eaux de qualité II-III, mais sont presque absentes des eaux alpha-mésosaprobies;
- les différentielles entre des qualités meilleures que III ou plus mauvaises que III ne résistent pas dans les eaux de qualité III-IV ou IV, mais sont indifférentes aux qualités II ou III;
- les différentielles des eaux très polluées trouvent leur optimum dans les zones III et III-IV, elles disparaissent dans les eaux polysaprobies, mais sont présentes dans les eaux moins polluées, ce ne sont donc pas des espèces indicatrices au sens orthodoxe du système des saprobies.

Dans un travail plus synthétique, Lange-Bertalot (1979b) a ensuite réparti un certain nombre d'espèces en trois groupes quelques peu remaniés par rapport à ses travaux antérieurs:

- le groupe 1 rassemble des espèces à distribution mondiale avec des caractéristiques écologiques comparables, à savoir une très grande résistance à la pollution;
- le groupe 2 est constitué d'espèces montrant un taux de reproduction élevé dans la zone alpha-mésosaprobe, mais pas dans la zone polysaprobe;
- le groupe 3 comprend les espèces relativement sensibles, ne tolérant pas des conditions dépassant le seuil critique de pollution, classiquement situé (Sládeček, 1965) entre les niveaux bêta-mésosaprobe et alpha-mésosaprobe.

Une tendance assez généralisée à aboutir au calcul d'un indice global de qualité d'eau s'est manifestée dès 1950. Dans la plupart des cas, ce calcul repose sur un indice saprobique ou de polluosensibilité affecté aux principales espèces présentes et sur leur abondance relative. La validité mathématique très relative de ces calculs a été discutée par Caspers & Schulz (1960).

Zelinka & Marvan (1961) ont examiné la distribution des espèces dans le spectre des zones saprobiques. Les courbes obtenues, d'allure plus ou moins gaussienne, peuvent être réparties en dix points dans les différents niveaux saprobiques. Le sommet de la courbe indique la valence saprobique de l'espèce considérée et la répartition des points entre les différents niveaux permet de déterminer son poids indicateur. Sur cette base, Sládeček (1973) a défini la valence saprobique et le poids indicateur de quelque 3500 espèces animales et végétales. Ces deux valeurs, pondérées par les abondances relatives des organismes considérés, servent à calculer un index saprobique.

Dans le même ordre d'idées, Descy (1979 et 1980) propose le calcul d'un indice diatomique, à partir d'un indice de polluosensibilité spécifique et d'une valeur indicatrice, pondérés par l'abondance relative.

#### 4.4.3. Trophie et saprobie

Sládeček (1965 et 1973) a montré la relation entre zone saprobique et niveau trophique et a même proposé d'unifier les deux systèmes en un seul schéma général.

Beer (1966) considère que les notions de trophie et de saprobie sont difficiles à distinguer, il estime que le système trophique convient mieux pour caractériser les eaux stagnantes, où les conditions sont relativement constantes, et le système saprobique pour les eaux courantes, où les modifications sont rapides. Pourtant Liebmann (1951) est très clair: "Saprobie beruht auf dem stufenweisen Abbau, Trophie auf dem Abbau organischer Substanz".

Il est évident que ces deux notions sont en partie corrélées: la pollution, ou "saprobisation", d'une eau tend à augmenter son niveau trophique, c'est le phénomène d' eutrophication ou accroissement du niveau trophique suite aux activités humaines, que nous avons déjà évoqué au cours de l'étude physico-chimique des eaux (chap. 3), phénomène bien distinct de l' eutrophisation, qui résulte d'un enrichissement naturel en l'absence de pollution et, ici nous rejoignons Beer (1966), est surtout observée dans les lacs.

#### 4.4.4. Paramètres de la pollution

##### 4.4.4.1. Considérations générales

Une des critiques formulées à l'encontre du système de Kolkwitz & Marsson (1908) concerne les critères chimiques proposés pour définir les quatre zones: intensité des processus de réduction et consommation d'oxygène, essentiellement. Il est clair que, dans sa conception même, le système des saptobies n'envisage que la pollution organique et les niveaux de pollution atteints dans les rivières ou dans les lacs.

Afin d'étendre cette typologie à tout le spectre des eaux de surface, depuis les sources intactes de toute pollution, jusqu'aux eaux d'égouts, Sládeček (1965) distingue quatre groupes principaux.

- Catharobie : eaux pures,
- Limnosaprobie : eaux courantes et stagnantes plus ou moins polluées, où l'on reconnaît les niveaux xénosaprobe, oligosaprobe, bêta-mésosaprobe, alpha-mésosaprobe et polysaprobe,
- Eusaprobie : eaux d'égout, réparties suivant leur charge en isosaprobie, métasaprobie, hypersaprobie et ultrasaprobie,
- Transsaprobie : eaux d'égout, autres formes de pollution (toxique, radioactive, chimique), classées en antisaprobie, radiosaprobie et cryptosaprobie.

Nous limiterons la discussion aux zones catharobes et limnosaprobies, les seules concernées dans notre travail. Selon Sládeček (1965), les critères biologiques, bactériologiques et chimiques permettant d'y distinguer les niveaux de pollution successifs sont les suivants:

- rapport photosynthèse/respiration supérieur à 1 dans les eaux non ou peu polluées (catharobie, xénosaprobie, oligosaprobie et bêta-mésosaprobie), inférieur à 1 dans les eaux plus polluées (alpha-mésosaprobie et polysaprobie),
- nombre total de germes bactériens psychrophiles,
- nombre de coliformes,
- oxygène dissous (concentration absolue et taux de saturation)
- BOD 5.

Beer (1966) pose la question suivante: à quel facteur du complexe écologique "pollution" les espèces isolées répondent-elles préférentiellement ? D'après lui, les conditions de saturation en oxygène ont relativement peu d'importance, sauf pour quelques espèces oligosaprobies; par contre la teneur en azote, plus spécialement en ammoniacale, semble prépondérante. Il souligne également l'importance d'autres paramètres moins bien connus comme les phosphates.

Cholnoky (1968), suivi par Schoeman (1973), attache aussi une importance particulière à la teneur en azote organique et, de là, aux facultés d'azote-hétérotrophie d'un certain nombre d'espèces. Lange-Bertalot (1978) conteste cette opinion; estimant que l'azote-hétérotrophie n'est pas prouvée il suggère qu'il s'agit plutôt d'une désamination par les diatomées qui sont capables d'incorporer des chaînes carbonées.

Pierre (1969) assimile la réaction des diatomées à la pollution, à leur sensibilité à la teneur en oxygène dissous. Il répartit les taxons en quatre catégories:

- poly-oxybiontes, espèces d'eaux pures, demandant un taux élevé d'oxygène dissous; parmi ces espèces, celles dites saproxènes sont encore capables de se développer en présence d'une très faible souillure de l'eau;
- méso-oxybiontes, espèces dont le développement paraît perturbé en cas d'excès ou de défaut d'oxygène;
- eury-oxybiontes, espèces peu sensibles à l'oxygène et réparties dans tout le spectre d'oxygénation des eaux;
- oligo-oxybiontes, espèces s'accommodant d'une oxygénation restreinte; certaines de ces espèces, capables d'hétérotrophie au moins partielle, sont considérées comme saprophytes.

L'étude physico-chimique des eaux des rivières du nord du massif Ardennais a mis en évidence l'importance de la charge en phosphates comme mesure de la pollution de l'eau.

En ce qui concerne les composés azotés, la teneur en nitrates s'est avérée indépendante de la pollution, c'est pourquoi nous l'avons considérée comme un bon paramètre du niveau trophique des eaux; tandis que les teneurs en nitrites et en ammoniacale ont révélé les pollutions les plus graves, de même que le déficit de saturation en oxygène.

La charge en matières organiques, mesurée par l'oxydabilité au permanganate, ne peut en aucun cas être prise isolément comme une estimation de la pollution organique, puisqu'elle résulte dans de nombreux

cas de la présence d'acides humiques. Sa signification comme paramètre de la pollution devient plus grande lorsqu'une oxydabilité élevée coïncide avec une forte teneur en phosphates, en ammoniacque et/ou en nitrites et un grand déficit de saturation en oxygène.

Nous disposons de trop peu de mesures de la BOD<sub>5</sub> pour étudier le comportement des diatomées vis-à-vis de ce paramètre.

#### 4.4.4.2. Phosphates

Pour qualifier le comportement des diatomées vis-à-vis de la teneur en phosphates, nous utilisons une terminologie dérivée de celle de Fjordingstad (1965) et nous appelons:

- P-saprophobes, les taxons dont l'abondance relative cumulée à des teneurs inférieures à 15 µg P/l dépasse 90 %,
- P-saproxènes, les taxons dont l'abondance relative cumulée dans des eaux contenant moins de 30 µg P/l dépasse 75 %,
- P-saprophiles à indifférents, les taxons régulièrement distribués à des teneurs en phosphates relativement élevées, mais présents aussi à des teneurs plus faibles,
- P-saprobiontes, les taxons dont l'abondance relative cumulée dans les eaux contenant plus de 30 µg P/l dépasse 90 %.

Parmi les 150 taxons les plus abondants et les plus fréquents en Ardenne, nous distinguons (tabl. 36):

- 47 taxons P-saprophobes,
- 29 taxons P-saproxènes,
- 67 taxons P-saprophiles à indifférents,
- 7 taxons P-saprobiontes.

#### 4.4.4.3. Nitrites et ammoniacque

Les nitrites et l'ammoniacque n'ont été dosés respectivement que dans 237 et 286 échantillons sur les 815 échantillons d'eau prélevés dans les rivières du nord de l'Ardenne. Ces analyses ont été effectuées régulièrement dans les rivières supposées subir une pollution, elles ont été faites occasionnellement dans les rivières situées avec certitude à l'abri de toute influence humaine. L'échantillonnage qui a servi au tracé de ces spectres n'est donc pas identique à celui des autres paramètres: les milieux naturels et, par conséquent, les taxons sensibles à la pollution, y sont moins bien représentés et l'abondance relative cumulée des taxons est proportionnellement exagérée aux fortes teneurs en azote nitreux et ammoniacal, et minimisée pour les teneurs faibles.

Globalement, la réaction des 150 taxons étudiés, à ces deux formes de l'azote, est parallèle. En utilisant une terminologie similaire à celle utilisée pour les phosphates, nous répartissons ces diatomées de la manière suivante, en fonction de leur sensibilité aux nitrites (tabl. 37):

- 42 taxons NO<sub>2</sub>- saprophobes, dont l'abondance relative cumulée à des teneurs en nitrites inférieures à 10 µg N/l dépasse 90 %,
- 30 taxons NO<sub>2</sub>- saproxènes, dont l'abondance relative cumulée à des teneurs en nitrites inférieures à 20 µg N/l dépasse 75 %,
- 66 taxons NO<sub>2</sub>- saprophiles à indifférents, régulièrement distribués dans toute la gamme des concentrations observées,
- 12 taxons NO<sub>2</sub>- saprobiontes, dont l'abondance relative cumulée à des



teneurs en nitrites supérieures à 5 µg N/l dépasse 90 %.

En fonction de l'ammoniaque, nous obtenons la répartition ci-dessous (tabl. 38) :

- 41 taxons NH<sub>4</sub>-saprophobes, dont l'abondance relative cumulée à des teneurs en ammoniaque inférieures à 0,2 mg N/l dépasse 90 %,
- 42 taxons NH<sub>4</sub>-saproxènes, dont l'abondance relative cumulée à des teneurs en ammoniaque inférieures à 0,2 mg N/l dépasse 75 %,
- 61 taxons NH<sub>4</sub>-saprophiles à indifférents, régulièrement distribués dans toute la gamme de concentrations observées,
- 6 taxons NH<sub>4</sub>-saprobiotiques, dont l'abondance relative cumulée à des teneurs en ammoniaque supérieures à 0,1 mg N/l dépasse 90 %.

#### 4.4.4.4. Taux de saturation en oxygène

Nous avons classé les diatomées les plus abondantes et les plus fréquentes dans le nord du massif Ardennais, en fonction de leur comportement vis-à-vis de l'oxygène dissous, de la manière suivante, en utilisant les mêmes termes que Hustedt (1957) et Pierre (1969) :

- 2 taxons poly-oxybiontes stricts (AN SER B, PE FIBU) ne sont présents qu'occasionnellement à des teneurs en oxygène inférieures à 85 % de saturation,
- 130 taxons poly-oxybiontes préférentiels peuvent supporter des déficits de saturation plus ou moins graves (jusqu'à 65 % de saturation), mais leur abondance relative cumulée dépasse 70 % pour des saturations supérieures à 85 %;
- 11 taxons mésio-oxybiontes à poly-oxybiontes (AST FORM, CYC MENE, FRA CO V, MEL ITA, MEL VAR, NA CAP, NA EXCE, NA MINI, NA PERM, NI ACIC, NI ARCH) ont une abondance relative cumulée inférieure à 70 % lorsque la saturation en oxygène dépasse 85 %, mais sont peu abondants dans les eaux dont la saturation est inférieure à 65 %;
- 5 taxons mésio-oxybiontes à oligo-oxybiontes (CO PEDI, NA TRIV, NA TWYM, NI PALEA, NI PUSI) supportent des déficits de saturation très importants, leur abondance relative cumulée ne dépasse pas 50 % pour des teneurs en oxygène supérieures à 85 % de saturation;
- 2 taxons oligo-oxybiontes (NA ACCO, NA FRUG) ont une abondance relative cumulée supérieure à 70 % dans les eaux dont la saturation en oxygène n'atteint pas 85 %.

Tableau 36

Comportement vis-à-vis des phosphates  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

taxons P-saprophobes

A AUST H	CY LUNA	E PECT	FRU R SA	NE HERC	P MAJO
A LAPI	CY NAVI	E PECT M	GO ANG	NI RECT	P MESOL
A LAPP	CY PERP	E PECT V	GO CLEV	P ACRO	P MICR
A SAXO	DIA HI M	E SEPT	GO GRAC	P APPE I	STA AN H
AN SER	E CURV	E TENE	GO LON S	P BICE M	SU DELI
AN SER B	E EXIG	E TRID P	HANT A C	P BORE	SU ROBA
AN VIT	E FLEX	FRA CAP	NA ANGU	P DI'ENS	TAB FLO
CY HAUC	E RHOM	FRU R	NE BIS	P HILS	

taxons P-saproxènes

A MARG	DIP OB	GO OLIV	NA CINC	NA RAD	P STO'RA
A MINU	E DIOD	GO TRU	NA COCC	NE AFF	STA TH
A MINU J	E PRAE B	HANN A	NA ELG S	NI P'CEA	SU CEL
CA BACI	FRA VI	HANT A	NA PUP	P BICE	SY ACUS
DIA ANC	FRU WEI	MER CI C	NA QUAD	P ABAU	

taxons P-saprophiles à indifférents

A BIOR	CY SINU	GO PARV	NA RHYN	NI PALEA	ST'US HA
A LANC	DIA TE E	HANN A A	NA SAPR	NI PUSI	ST'IS TU
AMPHO OV	E PRAE	MEL ITA	NA TR PA	PE FIBU	SU ANGU
AMPHO PE	E PRAE I	MEL VAR	NA TRIV	P BREB D	SU OVA
AST FORM	FRA BIC	MER CI	NA TWYM	P OBSC	SU OVA P
CA VEN T	FRA CO V	NA CRY	NI ACIC	P SUBC	SY ULN
CO DISC	FRA RUM	NA EXCE	NI ACID	P SUDE	TAB FEN
CO PEDI	FRA VA	NA GREG	NI ARCH	P VIRI	
CO PLA E	FRA VI E	NA LANC	NI DISS	P VIRI C	
CYC MENE	FRU VU	NA MINI	NI GAND	RHOI CUR	
CY GIRO	GO ACU	NA MINU	NI HOMB	STA AN	
CY MIN	GO ANG P	NA PERM	NI LINE	STA PH	

taxons P-saprobiontes

DIA VUL	NA ACCO	NA FRUG	NI SOCI
MEL DIS	NA CAP	NI ROMA	

Tableau 37

Comportement vis-à-vis des nitrites  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

taxons NO<sub>2</sub>-saprophobes

A AUST H	CY HAUC	E RHOM	FRA VI	NA ANGU	P BICE M
A LAPI	CY LUNA	E PECT	FRU R	NA RAD	P HILS
A LAPP	DIA HI M	E PECT V	FRU R SA	NE BIS	P STO'RA
A SAXO	DIP OB	E SEPT	GO CLEV	NI RECT	STA AN
AMPHO PE	E CURV	E TENE	GO GRAC	PE FIBU	STA AN H
AN SER B	E EXIG	E TRID P	HANN A	P APPE I	SU DELI
AN VIT	E FLEX	FRA CAP	NA ACCO	P BICE	SU ROBA

taxons NO<sub>2</sub>-saproxènes

A MINU	CY PERP	FRU WEI	GO TRU	NA PUP	P DI'ENS
AN SER	DIA ANC	GO ACU	HANT A	NA QUAD	P MAJO
CO DISC	DIA VUL	GO ANG	HANT A C	NE AFF	P MESOL
CY GIRO	E PECT M	GO LON S	MER CI C	NE HERC	P MICR
CY NAVI	E PRAE I	GO OLIV	NA ELG S	P ACRO	TAB FLO

taxons NO<sub>2</sub>-saprophiles à indifférents

A BIOR	E PRAE	MER CI	NA RHYN	NI SOCI	SU ANGU
A LANC	E PRAE B	NA CAP	NA SAPR	P BORE	SU CEL
A MARG	FRA BIC	NA CINC	NA TR PA	P BREB D	SU OVA
A MINU J	FRA CO V	NA COCC	NA TWYM	F OBSC	SU OVA P
AMPHO OV	FRA RUM	NA CRY	NI ACID	P ABAU	SY ULN
GA BACI	FRA VA	NA EXCE	NI ARCH	P SUBC	TAB FEN
CA VEN T	FRA VI E	NA FRUG	NI DISS	P SUDE	
CO PLA E	FRU VU	NA GREG	NI GAND	P VIRI	
CYC MENE	GO ANG P	NA LANC	NI HOMB	P VIRI C	
CY MIN	GO PARV	NA MINI	NI LINE	STA PH	
CY SINU	HANN A A	NA MINU	NI PALEA	STA TH	
E DIOD	MEL ITA	NA PERM	NI P'CEA	ST'IS TU	

taxons NO<sub>2</sub>-saprobiotiques

AST FORM	DIA TE E	MEL VAR	NI ACIC	NI ROMA	ST'US HA
CO PEDI	MEL DIS	NA TRIV	NI PUSI	RHOI CUR	SY ACUS

Tableau 38

Comportement vis-à-vis de l'ammoniaque  
des principaux taxons de diatomées  
observés dans le nord du massif Ardennais

taxons NH<sub>4</sub>-saprophobes

A AUST H	CY HAUC	E PECT M	FRU R SA	NA TR PA	P APPE I
A LAPI	CY LUNA	E PECT V	GO CLEV	NA TRIV	P STO'RA
A LAPP	CY NAVI	E TENE	GO GRAC	NE AFF	P VIRI C
A SAXO	CY PERP	E TRID P	GO LON S	NE BIS	SU DELI
AMPHO PE	DIA HI M	FRA CAP	HANN A	NI LINE	SU ROBA
AN SER B	E EXIG	FRA VI	HANN A A	NI RECT	SY ACUS
AN VIT	E RHOM	FRU R	MEL VAR	P ACRO	

taxons NH<sub>4</sub>-saproxènes

A MINU	DIA TE E	FRA VI E	GO TRU	NI DISS	P MAJO
A MINU J	DIP OB	FRU VU	HANT A	NI SOCI	P MESOL
AN SER	E CURV	FRU WEI	HANT A C	PE FIBU	P MICR
CO DISC	E PECT	GO ACU	MER CI	P BICE	STA AN H
CO PEDI	E PRAE	GO ANG	MER CI C	P BREB D	SU ANGU
CY GIRO	E PRAE I	GO ANG P	NA COCC	P DI'ENS	SU CEL
DIA ANC	E SEPT	GO OLIV	NA RHYN	P HILS	SY ULN

taxons NH<sub>4</sub>-saprophiles à indifférents

A BIOR	E DIOD	NA CAP	NA QUAD	NI P'CEA	STA TH
A LANC	E FLEX	NA CINC	NA RAD	P BICE M	ST'IS TU
A MARG	E PRAE B	NA CRY	NA SAPR	P BORE	SU OVA
AMPHO OV	FRA BIC	NA ELG S	NA TWYM	P OBSC	SU OVA P
AST FORM	FRA CO V	NA EXCE	NE HERC	P ABAU	TAB FEN
CA BACI	FRA RUM	NA GREG	NI ACIC	P SUBC	TAB FLO
CA VEN T	FRA VA	NA LANC	NI ACID	P SUDE	
CO PLA E	GO PARV	NA MINI	NI ARCH	P VIRI	
CYC MENE	MEL DIS	NA MINU	NI GAND	RHOI CUR	
CY MIN	MEL ITA	NA PERM	NI HOMB	STA AN	
CY SINU	NA ANGU	NA PUP	NI PALEA	STA PH	

taxons NH<sub>4</sub>-saprobiontes

DIA VUL	NA ACCO	NA FRUG	NI PUSI	NI ROMA	ST'US HA
---------	---------	---------	---------	---------	----------

Tableau 39

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis des phosphates, des nitrites et de l'ammoniaque  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	P-sapro- phobes	P-sapro- xènes	P-sapro- philes	P-sapro- biontes	total
NO <sub>2</sub> -saprophobes	sapro- phobes				
NH <sub>4</sub> -saprophobes	24	3	1	0	28
NH <sub>4</sub> -saproxènes	5	2	1	0	8
NH <sub>4</sub> -saprophiles	3	1	1	0	5
NH <sub>4</sub> -saprobiontes	0	0	0	1	1
NO <sub>2</sub> -saproxènes	saproxènes				
NH <sub>4</sub> -saprophobes	5	1	0	0	6
NH <sub>4</sub> -saproxènes	6	7	5	0	18
NH <sub>4</sub> -saprophiles	2	3	0	0	5
NH <sub>4</sub> -saprobiontes	0	0	0	1	1
NO <sub>2</sub> -saprophiles	indifférents à saprophiles				
NH <sub>4</sub> -saprophobes	1	0	3	0	4
NH <sub>4</sub> -saproxènes	0	3	10	1	14
NH <sub>4</sub> -saprophiles	1	8	37	1	47
NH <sub>4</sub> -saprobiontes	0	0	0	1	1
NO <sub>2</sub> -saprobiontes	saprobiontes				
NH <sub>4</sub> -saprophobes	0	1	2	0	3
NH <sub>4</sub> -saproxènes	0	0	2	0	2
NH <sub>4</sub> -saprophiles	0	0	3	1	4
NH <sub>4</sub> -saprobiontes	0	0	2	1	3
total					
NH <sub>4</sub> -saprophobes	30	5	6	0	41
NH <sub>4</sub> -saproxènes	11	12	18	1	42
NH <sub>4</sub> -saprophiles	6	12	41	2	61
NH <sub>4</sub> -saprobiontes	0	0	2	4	6
total général	47	29	67	7	150

#### 4.4.5. Conclusions

Le tableau 39 montre la relation entre la sensibilité des diatomées aux teneurs en phosphates et en composés azotés, nitrites et ammoniacque. Nous pouvons répartir les taxons en quatre groupes en fonction de leur sensibilité globale aux éléments résultant d'une pollution organique:

- les taxons saprophobes ne supportent ni phosphates, ni nitrites, ni ammoniacque,
- les taxons saproxènes supportent éventuellement des teneurs modérées en phosphates et/ou en nitrites, ils semblent peut-être moins sensibles à l'ammoniacque,
- les taxons saprophiles à indifférents sont généralement peu sensibles à ces trois ions,
- les taxons saprobiontes s'observent principalement en présence de fortes teneurs en phosphates et en nitrites, parfois en ammoniacque.

L'examen du comportement des diatomées vis-à-vis du taux de saturation en oxygène permet de subdiviser les deux derniers groupes ci-dessus (tabl. 40). En effet, les taxons saprophobes et saproxènes sont tous poly-oxybiontes, tandis que les taxons saprophiles à indifférents et les taxons saprobiontes se répartissent en poly-oxybiontes, méso-oxybiontes à poly-oxybiontes, méso-oxybiontes à oligo-oxybiontes et oligo-oxybiontes (cette dernière catégorie n'étant représentée que parmi les taxons saprobiontes).

La sensibilité à la pollution organique montre une corrélation assez nette avec le pH (tabl. 41): on constate en effet que les taxons acidophiles et acidobiontes sont saprophobes ou saproxènes, tandis que les taxons alcaliphiles sont plutôt saprophiles ou saprobiontes. La relation entre les comportements vis-à-vis de la salinité (tabl. 42) et du niveau trophique (tabl. 43) et la sensibilité à la pollution organique est assez nette aussi: les taxons halophobes et les taxons dystrophes et oligo-dystrophes sont saprophobes ou saproxènes, tandis que les taxons halophiles et les taxons oligo-mésotrophes et mésotrophes sont saprophiles, saprobiontes ou indifférents à la pollution.

Nous avons finalement réparti les 150 taxons les plus abondants et les plus fréquents en Ardenne en 6 groupes en fonction de leur sensibilité globale à la pollution (tabl. 40),

- groupe 1 : taxons saprobiontes, oligo-oxybiontes, indifférents au pH et au niveau trophique, halophiles,
- groupe 2 : taxons saprobiontes à saprophiles, oligo-oxybiontes à méso-oxybiontes, neutrophiles à alcaliphiles, halophiles, indifférents au niveau trophique,
- groupe 3 : taxons saprophiles à saprobiontes, poly-oxybiontes à méso-oxybiontes, neutrophiles à très faiblement alcaliphiles ou indifférents au pH, oligohalobes indifférents ou halophiles, indifférents au niveau trophique,
- groupe 4 : taxons très euryèces, indifférents à la pollution ou faiblement saprophiles, poly-oxybiontes, indifférents au pH ou acidophiles à faiblement alcaliphiles, oligohalobes indifférents ou, plus rarement, halophiles, indifférents au niveau trophique ou oligotrophes à mésotrophes,
- groupe 5 : taxons saproxènes, poly-oxybiontes, acidophiles à neutrophiles ou indifférents au pH, oligohalobes indifférents, oligo-dystrophes à

Tableau 40

Comportement vis-à-vis de la pollution d'origine organique  
(phosphates, nitrites, ammoniacale) et de la saturation en oxygène  
des principaux taxons de diatomées observés en Ardenne

taxons saprophobes et polyoxybiontes					groupe 6
A AUST H	AN SER B	DIA HI M	E TENE	FRU R SA	NI RECT
A LAPI	AN VIT	E EXIG	E TRID P	GO CLEV	P APPE I
A LAPP	CY HAUC	E RHOM	FRA CAP	GO GRAC	SU DELI
A SAXO	CY LUNA	E PECT V	FRU R	NE BIS	SU ROBA
taxons saproxènes et polyoxybiontes					groupe 3
A MINU	E CURV	GO ANG	MER CI C	NE HERC	P MAJO
AMPHO PE	E FLEX	GO LON S	NA ANGU	PE FIBU	P MESOL
AN SER	E PECT	GO OLIV	NA ELC S	P ACRO	P MICR
CY NAVI	E PECT M	GO TRU	NA PUP	P BICE	P STO'RA
CY PERP	E SEPT	HANN A	NA QUAD	P BICE M	STA AN H
DIA ANC	FRA VI	HANT A	NA RAD	P DI'ENS	TAB FLO
DIP OB	FRU WEI	HANT A C	NE AFF	P HILS	
taxons indifférents à faiblement saprophiles, polyoxybiontes					groupe 4
A BIOR	CY MIN	FRU VU	NA LANC	NI P'CEA	STA PH
A LANC	CY SINU	GO ACU	NA MINU	P BORE	STA TH
?A MARG	E DIOD	GO ANG P	NA RHYN	P BREB D	ST'IS 'TU
A MINU J	E PRAE	GO PARV	NA SAPR	P OBSC	SU ANGU
AMPHO OV	E PRAE B	HANN A A	NA TR PA	P ABAU	SU CEL
CA BACI	E PRAE I	MER CI	NI ACID	P SUBC	SU OVA
CA VEN T	FRA BIC	NA CINC	NI DISS	P SUDE	SU OVA P
CO DISC	FRA RUM	NA COCC	NI GAND	P VIRI	SY ULN
CO PLA E	FRA VA	NA CRY	NI HOMB	P VIRI C	TAB FEN
CY GIRO	FRA VI E	NA GREG	NI LINE	STA AN	
taxons saprophiles, méso-oxybiontes à polyoxybiontes					groupe 3
CYC MENE	MEL ITA	NA MINI	NI ARCH		
?FRA CO V	NA EXCE	NA PERM			
taxons saprophiles, méso-oxybiontes à oligo-oxybiontes					groupe 2
NA TWYM	NI PALEA				
taxons saprobiontes et polyoxybiontes					groupe 3
DIA TE E	MEL DIS	NI SOCI	ST'US HA		
DIA VUL	NI ROMA	RHOI CUR	SY ACUS		
taxons saprobiontes, méso-oxybiontes à polyoxybiontes					groupe 3
AST FORM	MEL VAR	NA CAP	NI ACIC		
taxons saprobiontes, méso-oxybiontes à oligo-oxybiontes					groupe 2
CO PEDI	NA TRIV	NI PUSI			
taxons saprobiontes et oligo-oxybiontes					groupe 1
NA ACCO	NA FRUG				

- oligotrophes ou, plus rarement, indifférents au niveau trophique,  
- groupe 6 : taxons saprophobes, poly-oxybiontes, acidobiontes ou acidophiles à neutrophiles, halophobes à oligohalobes indifférents, oligo-dystrophes à dystrophes.

Nous discuterons la signification de ces groupes, en tant que bio-indicateurs de pollution, au chapitre 6.

Tableau 41

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis du pH et de la pollution organique  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	sapro- phobes	sapro- xènes	indif- férents	sapro- philes	sapro- biontes	total
acidobiontes	2	3	0	0	0	5
acidophiles	5	3	0	0	0	8
faiblement acidophiles	9	7	2	0	0	18
neutrophiles à acidophiles	2	12	5	0	0	19
neutrophiles	2	6	17	1	4	30
neutrophiles à alcaliphiles	1	0	12	5	5	23
faiblement alcaliphiles	0	0	0	0	4	4
alcaliphiles	0	1	0	0	4	5
alcalibiontes	0	0	1	0	0	1
indifférents au pH	2	10	22	3	0	37
total	24	41	59	9	17	150



Tableau 42

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis de la salinité et de la pollution organique  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	sapro- phobes	sapro- xènes	indif- férents	sapro- philes	sapro- biontes	total
halophobes	5	4	0	0	0	9
oligohalobes indifférents	19	37	54	4	4	118
halophiles	0	0	5	5	13	23
total	24	41	59	9	17	150

Tableau 43

Relation entre les comportements des diatomées  
vis-à-vis du niveau trophique et de la pollution organique  
dans les rivières du nord du massif Ardennais

nombre de taxons	sapro- phobes	sapro- xènes	indif- férents	sapro- philes	sapro- biontes	total
dystrophes	1	1	0	0	0	2
oligodystrophes	9	9	0	0	0	18
oligotrophes	9	15	14	0	1	39
oligo-mésotrophes	5	10	9	0	1	25
mésotrophes	0	0	8	0	4	12
méso- à eutrophes	0	1	1	0	2	4
indifférents	0	5	37	9	9	50
total	24	41	59	9	17	150

## Chapitre 5

### Phytosociologie des assemblages de diatomées

#### 5.1. Introduction

Au début du 20<sup>e</sup> siècle, les fondements essentiels de la phytosociologie ayant été posés (Rübel, 1910; Du Rietz, 1921; Braun-Blanquet, 1928), plusieurs auteurs ont tenté de définir des associations algales selon ces concepts (Allorge, 1921, 1922 et 1925; Kurz, 1922; Denis, 1924 et 1925; Deflandre, 1925 et 1926; Messikommer, 1927; Budde, 1928). Après l'oeuvre de ces pionniers, la phytosociologie algale a stagné durant près d'un quart de siècle, jusqu'à la parution des travaux de Budde (1942), Messikommer (1942), Thunmark (1945), Panknin (1945), Margaleff (1947), Symoens (1951, 1954 et 1957), Fetzmann (1956), Schlüter (1961), Behre (1966), Wasylik (1965), avant de connaître un nouveau déclin, supplantée notamment par la description statistique des communautés à l'aide de méthodes mathématiques sophistiquées, dans un contexte d'hydrobiologie appliquée, orientée vers une évaluation de la qualité des eaux (e.a.: Coste, 1978; Descy, 1976 et 1979; van Dam, 1980).

Le développement encore très limité de la sociologie algale est dû à des raisons méthodologiques, théoriques et pratiques.

L'étude des végétations algales requiert la connaissance préalable approfondie de tous les groupes systématiques, que très peu d'algologues possèdent, compte tenu de la diversité de ces groupes et du nombre de taxons qu'ils renferment. De plus, l'étude floristique détaillée nécessaire à l'établissement de listes ou de relevés est extrêmement longue (voire fastidieuse, car de nombreuses espèces fructifiant rarement dans les conditions naturelles ne peuvent être déterminées qu'après mise en culture). Il est donc difficile de réaliser un grand nombre de listes ou relevés complets.

Par ailleurs, comme nous l'avons déjà noté (Fabri, 1982), les concepts essentiels de la phytosociologie, développés originellement dans des études de végétations de plantes supérieures, ne peuvent que difficilement être appliqués tels quels à des communautés constituées, en tout ou en partie, de végétaux microscopiques. En effet, le relevé de végétation ne peut guère être établi in situ et s'effectue le plus souvent sur une ou plusieurs préparations microscopiques, puisque la détermination des différents groupes d'algues nécessite des techniques de préparation différentes. De la sorte, toutes les informations classiques de stratification, de groupements inféodés (épiphytes par ex.) ne peuvent être appréhendées.

Les premiers auteurs qui se sont penchés sur la sociologie algale ne se sont guère encombrés de considérations théoriques, car comme le notait Denis (1924): "On serait bien mal inspiré d'exiger de la sociologie des algues qui est à peine née, les mêmes disciplines que pour la sociologie

des plantes supérieures. Les discussions théoriques importent moins actuellement que l'acquisition de faits nouveaux: reconnaître d'abord, caractériser et généraliser ensuite." Pourtant, ils étaient conscients des difficultés qui se posaient, et Comère (1929) écrivait: "Si la phytosociologie des algues n'est pas encore aussi bien connue que celle des végétaux supérieurs, il faut considérer que les particularités de la biologie de ces thallophytes, déterminées par la nature spéciale et plus uniforme du milieu dans lequel ils vivent, ne permettent pas d'établir leurs associations dans des conditions aussi rigoureuses."

En effet, d'un point de vue fonctionnel, les communautés algales aquatiques, épilithiques ou planctoniques, diffèrent fondamentalement des associations phanérogamiques non aquatiques, car elles effectuent tous leurs échanges métaboliques avec le milieu liquide homogène dans lequel elles sont immergées, tandis que les phanérogames sont liées à un substrat pédologique beaucoup plus hétérogène, pour leur nutrition minérale, et à l'atmosphère, pour leur photosynthèse et leur respiration.

Dans le cas des végétations algales épilithiques, on constate toutefois une influence directe du substrat: Leclercq (1984) a montré que les assemblages de diatomées observés dans la Helle sur les blocs de tonalite (st. 252) étaient plus diversifiés que ceux observés sur les blocs de quartzophyllades 300 mètres en amont (st. 253), alors que les analyses d'eau ne révèlent aucune différence du point de vue physico-chimique.

Denis (1924) et Comère (1929) déplorent tous deux le manque de relevés homogènes, "le plus gros obstacle au progrès de la phytosociologie", mais l'un et l'autre, comme la plupart de leurs contemporains, se contentent de présenter des listes synthétiques, avec parfois l'indication des espèces caractéristiques et des dominantes. Messikommer (1927) est l'un des seuls à présenter de véritables tableaux de relevés, dans lesquels il introduit parfois, à titre de comparaison, les listes de ses prédécesseurs. Il est aussi un des premiers, après Kurz (1922), à discuter les problèmes conceptuels et méthodologiques, notamment l'estimation de l'abondance et de la sociabilité. La plupart des discussions théoriques sur les fondements d'une sociologie algale sont toutefois nettement plus récentes.

Panknin (1945) a distingué des véritables associations algales ("echten Algengesellschaften") et des associations dépendantes ("zugehörigen Algengesellschaften").

D'après Symoens (1951), "l'introduction des algues dans la phytosociologie constitue un problème qui n'est aisé à résoudre que dans deux cas-limites: celui où les algues constituent à elles seules, ..., toute la végétation d'un biotope ("echte Algengesellschaften" de Panknin, 1945), et celui où elles sont de taille comparable à celle des plantes supérieures qu'elles accompagnent. ... Dans les autres cas, la végétation algale apparaît tantôt comme une strate au sein de l'association supérieure, tantôt comme un ensemble juxtaposé à l'association supérieure, mais vivant dans des conditions très spéciales." Symoens (1951) considère qu'il est préférable, au moins au point de vue pratique, de décrire la végétation algale pour elle seule, mais il lui semble injustifié de décrire des associations sur base d'un seul groupe systématique, sauf dans les cas où la végétation est presque exclusivement formée des espèces de ce groupe. A l'opposé, il qualifie de "heureux" le système de Margaleff (1947) qui étend l'association algale à l'association limnique toute entière.

Le système de Symoens (1951) comprend 18 alliances d'associations d'algues d'eau douce:

- 3 alliances d'associations planctoniques,
- 5 alliances d'associations benthiques d'eaux stagnantes,
- 3 alliances d'associations benthiques des eaux courantes,
- 7 alliances de biotopes plus particuliers (associations vasicoles, épiphytiques, incrustantes, cryophiles, de mares et tourbières, de rochers suintants, de sources thermales, etc.).

Les alliances d'associations benthiques des eaux courantes sont les suivantes:

- Hildenbrandio-Verrucarion rheobenthicum, associations d'algues et de lichens crustacés,
- Bacillariophycion rheobenthicum, associations de bacillariophycées, réparties en fontinale, rivulare et fluvatile,
- Chloro-Rhodophycion rheobenthicum, associations à chlorophycées et rhodophycées filamenteuses.

Plus récemment et dans une optique plus théorique, Barkman (1973) a largement développé le concept de synusie: il définit la synusie comme une partie structurée d'une phytocénose, occupant un microhabitat spécial, avec une composition floristique spécifique constituée d'espèces qui appartiennent à la même strate et qui ne diffèrent pas fondamentalement, ni dans leur périodicité, ni dans leur manière d'exploiter leur environnement.

Dans ce sens, les végétations de diatomées épilithiques des eaux courantes représentent une synusie au sein de la phytocénose aquatique et subaquatique qui comprend les autres groupes d'algues, macroscopiques et microscopiques, planctoniques ou benthiques, les bryophytes et les spermatophytes. Il serait donc plus judicieux de décrire ces synusies en tant que telles et non comme des associations au sens strict. Mais la description des synusies implique néanmoins la détermination de tous les groupes systématiques qui les composent. Dans le cadre de notre étude, nous n'avons pris en considération, de manière exhaustive, que les seules diatomées et nous ne pouvons pas affirmer qu'elles proviennent toutes de la même strate.

C'est pourquoi, nous parlerons plutôt d'assemblages de diatomées. Nous situerons les assemblages observés dans les rivières du nord de l'Ardenne, par rapport aux associations actuellement décrites, principalement celles définies par Symoens (1954 et 1957) dans la même région ou dans des régions voisines, mais nous ne prendrons pas position quant à la signification syntaxonomique à leur attribuer.

Les assemblages de diatomées peuvent néanmoins être examinés selon les méthodes sociologiques classiques et les mêmes critères seront utilisés pour leur définition.

## 5.2. Méthodologie

La notion d'association végétale repose sur la présence et la fidélité des espèces; ces deux caractères synthétiques, qui résultent eux-mêmes de caractères analytiques tels que l'abondance-dominance, la sociabilité et la vitalité, ne peuvent être déterminés que sur base d'un grand nombre de relevés homogènes. Dès l'origine du système, les phytosociologues ont attiré l'attention sur l'erreur qui consiste à prendre la dominance d'une espèce comme caractère pour définir une association; Denis (1925) écrivait: "Il est difficile d'accepter, les yeux fermés, la dominance spécifique comme critérium de l'association ... Un peuplement n'est pas une association; la dominance n'est qu'un caractère entre plusieurs autres de l'association ... Il est à noter que la fidélité sociologique est distincte des qualités de dominance et de constance. Une caractéristique peut être effacée ou dominante."

Fetzmann (1956) a examiné en détail, sur le plan méthodologique, les critères analytiques d'associations. Nous discuterons seulement la notion d'abondance-dominance et la manière de l'évaluer dans les communautés de diatomées.

Dans le cas des végétations supérieures, l'abondance-dominance exprime simultanément l'abondance relative et le degré de recouvrement. Dans les végétations microscopiques, le pourcentage d'abondance relative est l'estimation la plus évidente de ce paramètre, car le degré de recouvrement sur la préparation microscopique n'a aucune signification. Comme dans le système de Braun-Blanquet (1928), les pourcentages peuvent être ramenés à une échelle à 5 niveaux (Leclercq & Fabri, 1982):

- |  |   |   |
|--|---|---|
| 5 = plus de 75 % d'abondance relative, |   |   |
| 4 = de 50 à 75 %                       | " | " |
| 3 = de 25 à 50 %                       | " | " |
| 2 = de 5 à 25 %                        | " | " |
| 1 = moins de 5 %                       | " | " |

auxquels on peut ajouter la classe "+" pour les taxons strictement occasionnels, présents dans l'échantillon, mais non comptés.

Leclercq (1984) a montré qu'un comptage de 500 individus était nécessaire et suffisant pour obtenir une image réelle de l'assemblage de diatomées d'un échantillon. Un comptage effectif nous semble de loin préférable à une simple estimation visuelle de l'abondance, exprimée par des qualificatifs tels que abondant, commun, rare, etc. En effet, de cette façon, l'abondance des espèces de grande dimension, souvent peu nombreuses, mais très visibles, est généralement surestimée par rapport aux espèces de petite taille, parfois beaucoup plus nombreuses, mais peu visibles. Fetzmann (1956) propose de pondérer l'abondance relative par le volume cellulaire moyen de l'espèce considérée. A notre avis, cette opération n'a guère de sens en phytosociologie, car cette expression ne calcule plus l'abondance-dominance, mais la biomasse; or, l'élément important n'est pas la biomasse d'une espèce en un endroit donné, mais sa présence et sa capacité à y maintenir une population plus ou moins importante.

Les assemblages de diatomées des rivières du nord du massif Ardennais en l'absence de pollution ont été décrits par Leclercq (1984) à l'aide d'une analyse en composantes principales et de clusters de stations et de taxons.

A partir des peuplements de diatomées moyens observés dans 72 stations de référence, il définit huit variantes (et deux faciès), liées à des clusters de stations se groupant à un niveau supérieur en trois clusters principaux (I.1 à I.5, II.6 à II.8, III.9 et III.10). Nous avons utilisé ses données, sur les milieux naturels, et les nôtres, sur les milieux pollués, pour présenter ici une synthèse phytosociologique des assemblages observés dans l'ensemble des 151 stations prospectées dans la région.

Dans une première étape, cette synthèse a été réalisée par le classement du tableau floristique moyen par station, réduit aux 70 taxons les plus fréquents et les plus abondants, les occurrences strictement occasionnelles étant supprimées. La valeur moyenne (exprimée en classes) des principaux paramètres physico-chimiques a été mise en regard de chaque station, afin de pouvoir tirer des conclusions écologiques à propos des assemblages de taxons et des blocs de stations mis en évidence.

Notre classement obtenu par les méthodes traditionnelles de la phytosociologie, en ajoutant aux stations de référence étudiées par Leclercq (1984) les stations où les analyses physico-chimiques ont révélé une pollution, minime ou grave, aboutit à une image très proche de celle obtenue par Leclercq sur une base statistique. Les quelques divergences observées sont dues à l'importance plus grande que le classement statistique accorde à l'abondance des taxons, alors que ce paramètre n'intervient que très secondairement dans notre classement, basé essentiellement sur la composition floristique.

Nous avons ensuite examiné en détail, sans modifier l'ordre des taxons, les relevés effectués dans les stations où une certaine pollution avait été détectée. Comme dans le tableau moyen, la valeur des paramètres physico-chimiques a été portée en regard de chaque relevé dans les tableaux détaillés. Les numéros de relevés correspondent aux numéros d'enregistrement dans le fichier complet, où les stations sont classées par ordre de numéros croissants et les relevés d'une station par ordre chronologique (cf. tabl. 54).

Le classement des tableaux a été fait sur micro-ordinateur APPLE /// à la Station scientifique des Hautes-Fagnes, à l'aide d'un programme inédit, PHYTAB, développé par Fr. & R. Schumacker. La démarche suit un schéma classique en phytosociologie (Ellenberg, 1956; Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974): dans une première phase, le tableau est diagonalisé en classant les colonnes (stations) par nombre décroissant d'espèces présentes et les lignes (taxons) par nombre d'occurrences; les colonnes et les lignes sont ensuite déplacées ou permutées afin de maximiser les ensembles d'occurrences ou d'absences. Les fréquences moyennes des taxons sont calculées dans les blocs de stations plus ou moins homogènes mis en évidence.

### 5.3. Description du tableau moyen (tabl. 44 et 45)

#### 5.3.1. Examen global

De prime abord, trois césures apparaissent très nettement au niveau des colonnes (stations) et deux au niveau des lignes (taxons). Quatre blocs de stations (bloc A: col. 1 à 43; bloc B: col. 44 à 65; bloc C: col. 66 à 108; bloc D: col. 109 à 151) et trois groupes de taxons (groupe 1: lignes 1 à 10; groupe 2: lignes 11 à 32; groupe 3: lignes 33 à 70) sont ainsi définis.

Les stations du bloc A sont caractérisées par la fréquence élevée des taxons du groupe 1 et l'absence des taxons du groupe 3.

Elles s'individualisent aussi sur le plan physico-chimique:

- pH très acide (classe 1, rarement 2 ou 3),
- alcalinité nulle (classe 0) ou, plus rarement, très faible (classe 1),
- faibles teneurs en magnésium et en nitrates (classe 1 principalement),
- absence de phosphates (classe 0) ou, rarement, traces de phosphates (classe 1).

Ces stations sont floristiquement les plus pauvres (1 à 22 taxons, en moyenne 8 taxons par station sur les 70 taxons considérés ici); les assemblages de diatomées y sont toujours très nettement dominés par Eunotia exigua dont l'abondance relative dépasse habituellement 75 %.

Les stations du bloc B diffèrent du bloc A par la constance des taxons du groupe 2 et la présence de quelques taxons du groupe 3.

Du point de vue physico-chimique,

- le pH y est acide à neutre (classes 3 et 4),
- les teneurs en bicarbonates, calcium, magnésium et nitrates sont modérées,
- les phosphates sont absents (classe 0).

Leur richesse floristique est modérée (9 à 38 taxons, en moyenne 24 taxons par station sur les 70 taxons considérés ici); Fragilaria capucina var. et Achnanthes minutissima sont constants et souvent abondants, Eunotia exigua est constant aussi, mais en moyenne nettement moins abondant.

Les stations du bloc C diffèrent des deux premiers blocs par la fréquence régulière des taxons du groupe 3.

Du point de vue physico-chimique,

- le pH y est acide à neutre (classes 2 à 4, rarement 5),
- les teneurs en bicarbonates, calcium, magnésium, nitrates et phosphates y sont très variables.

Leur richesse floristique est très élevée (23 à 57 taxons, en moyenne 41 taxons par station sur les 70 taxons considérés ici).

Les stations du bloc D se distinguent des trois autres blocs par la rareté des taxons du groupe 1 et la fréquence importante des taxons du groupe 3.

Sur le plan physico-chimique,

- le pH y est neutre à alcalin (classes 4 et 5),
- les teneurs en bicarbonates, calcium, magnésium et nitrates sont relativement élevées,
- la concentration en phosphates est variable, souvent assez importante.

Ces stations sont floristiquement assez riches (14 à 47 taxons, en moyenne 34 taxons sur les 70 taxons considérés ici).

Schématiquement, on peut qualifier les groupes de taxons de la façon suivante,

- groupe 1 : taxons acidophiles, oligo-dystrophes et saprophobes,
- groupe 2 : taxons faiblement acidophiles à neutrophiles (lignes 11 à 25) ou indifférents au pH (lignes 26 à 32), oligotrophes, dont le comportement vis-à-vis de la pollution est variable (saprophobes à faiblement saprophiles ou indifférents);
- groupe 3 : taxons neutrophiles à alcaliphiles ou indifférents au pH, oligo-mésotrophes, faiblement saprophiles à saprobiontes ou indifférents à la pollution.

Un examen plus détaillé du tableau permet de subdiviser les blocs de stations et les groupes de taxons définis ci-dessus.

### 5.3.2. Bloc A

Les stations du bloc A montrent trois assemblages de taxons:

colonnes 1 à 20 (bloc A1),

- présence exclusive de 8 taxons du groupe 1 (E EXI, E RHOM, E CURV, P HILS, P SUBC, E TENE, P MICR, FRU R SA),

colonnes 21 à 35 (bloc A2),

- fréquence élevée des taxons du groupe 1 et de A MIN (groupe 2),
- accompagnés de plusieurs taxons du groupe 2, e.a. TAB FLO et GO PARV,

colonnes 36 à 43 (bloc A3),

- constance de A AUST H (groupe 1),
- fréquence des taxons du groupe 1 et de quelques taxons du groupe 2 (e.a. TAB FLO, A MINU, GO PARV).

Ces trois assemblages sont très proches de l' Eunotieto exiquae - Pinnularietum subcapitatae Symoens 1957, décrit des eaux courantes de tourbières en Ardenne (rivières de type fagnard). Ils correspondent sans doute au biotype 1 de Descy (1979), caractérisé par e.a. Eunotia exiqua.

Ils montrent une analogie évidente avec les diatomées de l'association de tourbières décrite dans les Alpes par Kurx (1922), avec comme espèces caractéristiques Frustulia saxonica, Navicula subtilissima, Eunotia exiqua, E. lunaris; une association semblable a été décrite par Denis (1924) des



tourbières à sphaignes dans les Hautes-Pyrénées, sous le nom "d'association d'algues d'eau tourbeuse à Micrasterias truncata et Frustulia saxonica", caractérisée par l'abondance des grands Pinnularia; la même association a été reprise par Allorge (1926) sous le nom d' Euastro - Micrasterietum; enfin Symoens (1957) l'a dénommée Micrasterieto truncatae - Vanheurckietum crassinerviae. Messikommer (1927) a reconnu cette association dans une tourbière de la région de Zürich, ainsi qu'une autre association voisine, l' Eunotietum exiquae.

Leclercq (1984) a défini dans les stations que nous classons dans le bloc A, quatre variantes, caractérisées respectivement par la dominance de E EXIG seul (I.1) ou accompagné d'une faible proportion de A MINU (faciès I.2), avec E RHOM codominant (I.3), E RHOM et E CURV codominants (I.4) ou A AUST H codominant (I.5).

#### 5.3.2.1. Sous-bloc A1

Le sous-bloc A1 groupe la plupart des stations caractérisées par les variantes I.1 et I.3, qui se distinguent par l'abondance de E RHOM à côté de E EXIG, toujours dominant. Les compositions floristiques de ces deux variantes sont très proches.

Aux stations de référence, sélectionnées par Leclercq, s'ajoutent six stations (ru de Polleur, st. 22; Tros-Marets, st. 27 et 28; Getzbach, st. 2; Swartsbach, st. 4; Vedre, st. 159 - col. 2, 6-7, 12-13 et 20) présumées appartenir aux mêmes types chimiques naturels (types 1 à 3), mais montrant une certaine altération des caractéristiques physico-chimiques des eaux (cf. chap. 2).

Cette pollution minime, mais perceptible sur le plan physico-chimique puisqu'elle provoque un déplacement vers des types apparents plus riches en sels minéraux (sans toutefois dépasser le type 3), est pratiquement sans impact sur la composition floristique des assemblages de diatomées, mais se traduit par un accroissement de l'abondance de E RHOM, qui peut même devenir dominant (Getzbach, st. 2 - col. 7), c'est-à-dire par un glissement de la variante I.1 vers la variante I.3.

#### 5.3.2.2. Sous-bloc A2

Le sous-bloc A2 comprend le faciès I.2 et la variante I.4 de Leclercq, caractérisés tous deux par la dominance de E EXIG et la présence de A MINU, et la seconde par la codominance de E RHOM et E CURV.

Trois stations (Tros-Marets, st. 25; Getzbach, st. 1; canal de la Vedre, st. 187 - col. 22, 25 et 30), montrant un léger accroissement de la teneur en sels minéraux par rapport à leur type chimique naturel présumé (type 2) s'ajoutent aux stations de référence. Par analogie avec les stations les plus proches des mêmes bassins, on s'attendrait à y découvrir des assemblages du bloc A1 (variantes I.1 ou I.3). Une faible pollution minérale entraîne donc un déplacement des variantes potentielles I.1 et I.3 vers le faciès I.2 ou la variante I.4.

#### 5.3.2.3. Sous-bloc A3

Le sous-bloc A3 correspond essentiellement à la variante I.5, caractérisée par l'abondance de A AUST H à côté de E EXIG qui est toujours dominant.

C'est à cette variante que nous rattachons la végétation de diatomées de la Statte (st. 141 - col. 42), malgré le déplacement du type chimique naturel présumé 3 vers un type 5 apparent.

### 5.3.3. Bloc B

Deux assemblages de taxons s'individualisent dans le bloc B:

colonnes 44 à 57 (bloc B1),

- constance de la plupart des taxons du groupe 2,
- fréquence des taxons du groupe 1 et de 7 taxons du groupe 3 (CY SINU, FRA RUM, GO ANG P, FRU VU, FRA CO V, HANN A, GO ANG),
- richesse floristique assez élevée;

colonnes 58 à 65 (bloc B2),

- fréquence élevée des taxons du groupe 2,
- rareté des taxons des groupes 1 et 3, sauf E EXI, E RHOM (groupe 1) et HANN A (groupe 3),
- pauvreté floristique.

Tout en montrant certaines affinités avec les nombreux groupements à Diatoma cités dans la littérature (e.a. groupement à Diatoma div. sp. et Meridion circulare décrit par Kurz (1922) et repris par Allorge (1925) et par Messikommer (1927) sous le nom de Diatometum; association d'algues d'eau vive à Diatoma hiemale de Denis (1924); faciès à Diatoma hiemale var. mesodon distingué dans le Diatometum par Budde (1928)), et rassemblés par Symoens (1957) en un Diatometum hiemalis - Meridionetum circularis, les assemblages de diatomées du bloc B observés dans les rivières du nord de l'Ardenne montrent une composition floristique parfois très différente, par la fréquence des taxons acidophiles oligo-dystrophes et la rareté des taxons calciphiles mésotrophes; de plus, Diatoma hiemale var. mesodon et Meridion circulare var. constrictum y sont fréquents, mais jamais très abondants.

Ces divergences sont assez faciles à comprendre.

En effet, les rivières du nord de l'Ardenne coulent essentiellement sur des roches siliceuses extrêmement pauvres en calcaire, alors que cette association a été décrite par Kurz (1922) dans des ruisseaux coulant sur les calcaires de la molasse dans le canton d'Appenzell. L'auteur cite comme caractéristiques Meridion circulare, dominant au printemps, puis plusieurs variétés de Diatoma vulgare et de D. elongatum et, en automne, Cymbella ventricosa (= C. minuta) et C. affinis codominants. La plupart des autres espèces qu'il mentionne sont nettement calciphiles; c'est dans des ruisseaux montagnards (altitude > 900 m) qu'il signale Diatoma hiemale et, occasionnellement, Ceratoneis (= Hannaea) arcus var. amphioxys, toujours accompagnés de quelques taxons calciphiles.

L'association à Diatoma hiemale décrite par Denis (1924) dans les Hautes-Pyrénées est moins riche en taxons calciphiles; l'auteur souligne le fait qu'il s'agit d'une association montagnarde, d'eau pauvre, mais n'indique aucune valeur de paramètre physico-chimique.

Allorge (1925) a rapporté au Diatometum Kurz 1922 la végétation de diatomées des "rochers inondés ou arrosés par l'eau vive et froide des torrents" des Alpes du Briançonnais. Les espèces calciphiles sont nombreuses dans ce groupement dont les diatomées caractéristiques sont Diatoma hiemale, Cymbella ventricosa et Gomphonema olivaceum. Allorge le rapproche d'ailleurs de l'association "des eaux calcaires vives à Rhodophyceae et Cladophora glomerata" qu'il a décrite en Haute-Maurienne (Allorge & Denis, 1923).

Le relevé des diatomées d'un ruisseau de la région de Zürich, attribué au Diatometum par Messikommer (1927) comprend comme espèces caractéristiques dominantes Diatoma vulgare, Meridion circulare et Cymbella ventricosa, et comme compagnes très abondantes Navicula gracilis (= N. tripunctata), Gomphonema angustatum, Synedra ulna et Surirella ovalis var. ovata; Diatoma hiemale est absent. L'abondance de Diatoma vulgare et de N. gracilis indique un pH neutre à alcalin et une forte teneur en calcium. Messikommer le confirme par quelques chiffres (pH = 7,5; alcalinité = 24) et souligne la richesse en calcaire produisant des incrustations sur les filaments de Hydrurus foetidus.

En ce qui concerne les relevés d'Ardenne classés par Symoens (1957) dans le Diatometo hiemalis - Meridionetum circularis, Leclercq (1984) remarque qu'ils proviennent dans certains cas de stations montrant des traces de pollution, ou d'une station située en aval d'un barrage. A côté de cette association qu'il cite comme caractéristique des cours d'eau de type ardennais, Symoens a signalé dans les régions voisines deux associations des eaux calcaires: le Diatometo vulgaris - Melosiretum variantis Symoens 1954 et le Naviculetum viridulae (Budde 1928) Symoens 1954, ainsi qu'une association d'eau un peu plus pauvre, dont il ne donne pas de relevé, le Cymbelletum ventricosae (Budde 1928) Symoens 1954.

L'analogie entre le Diatometum des auteurs anciens et ces trois dernières associations que Symoens considère comme apparentées (la deuxième ne constituant peut-être qu'un faciès de la première) est assez nette. C'est pourquoi, contrairement à la synonymie proposée par Symoens (1957), nous rapporterions plus volontiers le Diatometum sensu Kurz (1922) aux associations d'eaux calcaires.

Par contre, l'association à Diatoma hiemale de Denis (1924) et le faciès à Diatoma hiemale var. mesodon reconnu par Budde (1928) correspondent au Diatometo hiemalis - Meridionetum circularis des eaux ardennaises (Symoens, 1957), auquel on pourrait rapporter, avec les restrictions émises par Leclercq (1984), certains des assemblages du bloc B (tabl. 44) observés en Ardenne.

Ces assemblages s'apparentent aux biotypes 2 et 3 de Descy (1979), mais ici aussi des divergences importantes, mises en évidence par Leclercq (1984), apparaissent.

Trois variantes ont été identifiées dans les stations de ce bloc par Leclercq (1984). Ces variantes, caractérisées par la constance de E PECT M et FRA CAP, sont souvent dominées par A MINU. La distinction entre la variante II.7 et les variantes II.8 et III.9 se marque par l'abondance plus faible de E EXIG dans ces deux dernières, entre lesquelles la distinction est moins nette. Toutes les stations où Leclercq a noté la variante II.7 sont groupées dans le sous-bloc B1, les variantes II.8 et III.9 sont

réparties dans les deux sous-blocs.

Le faciès III.10 est le seul assemblage que Leclercq (1984) rapporte au Diatometo hiemalis - Meridionetum circularis, tandis qu'il groupe les variantes II.7, II.8 et III.9 en un assemblage à Fragilaria capucina var. lanceolata et Eunotia pectinalis var. minor.

Aucune station polluée ne montre une végétation de diatomées équivalente à l'un de ces assemblages, tels qu'ils apparaissent sur le tableau moyen. Le bloc B rassemble donc des végétations de diatomées des eaux acides à neutres (types chimiques 6 à 10) non polluées.

#### 5.3.4. Bloc C

Trois assemblages de diatomées peuvent être reconnus dans le bloc C:

colonnes 66 à 78 (bloc C1),

- constance de 6 taxons du groupe 1 (E EXI, E RHOM, E CURV, P HILS, P SUBC, E TENE, A AUST H),
- constance de 10 taxons du groupe 2 (P BREB D, SU ROBA, FRA CAP, TAB FLO, A MINU, GO PARV, CY MIN, NA CRY, NI ARCH, A LANC),
- fréquence élevée des autres taxons des groupes 1 et 2 et de 9 taxons du groupe 3 (NA MINI, MER CI, SU OVA, SU ANGU, GO ANG P, NA PERM, NA TWYM, NI PALEA, NA MINU),
- richesse floristique importante;

colonnes 79 à 90 (bloc C2),

- constance de la plupart des taxons du groupe 2,
- présence régulière de taxons des groupes 1 et 3,
- richesse floristique importante;

colonnes 91 à 111 (bloc C3),

- constance de la plupart des taxons des groupes 2 et 3,
- présence régulière de taxons du groupe 1,
- richesse floristique très importante.

La distinction des blocs C1 à C3 met en évidence de nouvelles subdivisions dans les groupes de taxons,

au sein du groupe 1:

- E EXI, E RHOM, E CURV, P HILS et A AUST H sont très fréquents dans les trois blocs,
- E TENE, P MICR et FRU R SA ont une fréquence décroissante de C1 à C3,
- AN SER B est très rare dans les trois blocs;

au sein du groupe 3:

- CY SINU, CO PLA E, FRA RUM, FRU VU, A BIOR, FRA CO V et HANN A, assez fréquents dans le bloc B, sont très fréquents en C2 et C3 et très rares en C1,
- NA MINI, MER CI, SU OVA, SU ANGU, GO ANG P, NI ACID, NA PERM et NA MINU sont très fréquents dans les trois blocs,
- NA TWYM, NI PALEA et NA FRUG sont très fréquents en C1 et C3 et plus rares en C2,

- GO OLIV est fréquent en C2, rare en C3, absent en C1,
- MEL ITA, AST FORM, DIA TE E, ST'US HA, MEL DIS et NI P'CEA sont très fréquents en C3 et rares en C1 et C2.

Ces assemblages de diatomées extrêmement hétérogènes constituent des faciès d'altération des assemblages des blocs A et B décrits ci-dessus. Nous ne pouvons les identifier à aucune association décrite dans la littérature.

La moitié des stations des sous-blocs C1 et C2 sont des stations de référence dont les assemblages de diatomées ont été décrits par Leclercq (1984): dans le sous-bloc C1, c'est essentiellement la variante II.6 qui les caractérise (Wayai, st. 59; r. du Taureau, st. 144; ru Hodial, st. 130; r. de Winamplanche, st. 63; Roannai, st. 170), ou plus rarement la variante I.5 (Hoëgne, st. 145; r. de Crisnire, st. 176); le sous-bloc C2 comprend trois stations où Leclercq a noté la variante III.9 (Warche, st. 68; Rechterbach, st. 122; Kolvenderbach, st. 91) et les trois seules stations où il définit le faciès III.10 (Ulf, st. 165; Koderbach, st. 157; Amblève st. 111). Comme il le souligne, la variante II.6 et le faciès III.10 se situent à la limite des assemblages de diatomées des eaux non polluées et doivent être considérés avec prudence dans une typologie de référence.

Dans le sous-bloc C1, la similitude entre les assemblages observés dans des stations de type chimique naturel présumé faiblement acide (type 7), montrant une pollution évidente sur le plan physico-chimique (Rohon, st. 131; Eau-Rouge, st. 134; Hockai, st. 132 - col. 67, 68 et 77) et dans des stations de même type chimique (ru Hodial, st. 130; Roannai, st. 170; Wayai, st. 59), prises comme référence, avec doute, par Leclercq, renforce notre conviction qu'il s'agit en réalité d'assemblages de diatomées d'eaux polluées. De plus, la variante II.6 se développe de manière caractéristique dans des eaux de type chimique naturel présumé très acide (types 2 et 3), mais plus ou moins gravement polluées (déplacement vers les types apparents 4 à 7) (Sawe, st. 142; Vesda, st. 156; Louba, st. 149 - col. 44, 69 et 71).

Dans le sous-bloc C2, on passe insensiblement de la variante III.9 au faciès III.10, qui, d'après Leclercq (1984), en diffère par la diminution de l'abondance des taxons caractéristiques et l'augmentation des taxons calciphiles et des indicateurs d'eutrophication. Outre des stations de référence des types chimiques naturels 9, 10 et 11, ce sous-bloc comprend des stations plus ou moins polluées, des types chimiques naturels présumés 6 (Ladebach, st. 174 - col. 82), 7 (Hockai, st. 128; Wayai, st. 60 - col. 85 et 87), 9 (Möderscheiderbach, st. 113 - col. 78) et 12 (Eau-Rouge, st. 135 - col. 83), montrant des assemblages de diatomées similaires.

Le sous-bloc C3 ne contient aucune station de référence. Nous discuterons des stations de ce sous-bloc au cours de l'étude des relevés détaillés qui y ont été effectués.

La signification écologique des trois sous-blocs définis ci-dessus est donc très différente.

Le bloc C1 rassemble des rivières naturellement acides des bassins de la Hoëgne et de l'Eau-Rouge (types chimiques naturels présumés 2 à 7), souffrant d'une pollution occasionnelle ou régulière, qui provoque une augmentation du pH (classes 2 à 4) et des teneurs en bicarbonates (classe 1 à 3) et, parfois, en phosphates (déplacement vers les types apparents 4 à

12). Les assemblages de diatomées y sont en moyenne très variés et très hétérogènes: les taxons nettement acidophiles et les taxons neutrophiles et indifférents au pH, peu sensibles à la pollution sont constamment présents, les taxons faiblement acidophiles, sensibles à la pollution et les taxons neutrophiles à alcaliphiles, résistants à la pollution sont fréquents.

Le bloc C2 rassemble des rivières neutres (pH: classe 4), oligotrophes (nitrates: classes 1 ou 2), montrant occasionnellement des traces de pollution, mais les phosphates y sont généralement absents (classe 0, rarement classe 2).

Le bloc C3 correspond à des rivières neutres (pH: classe 4), naturellement oligotrophes à oligo-mésotrophes (nitrates: classes 2 ou 3, rarement 1), souffrant d'une pollution plus ou moins régulière (classes 0 à 5).

Les stations des blocs C2 et C3 sont réparties sur les rivières des quatre bassins étudiés. Elles appartiennent aux types chimiques naturels présumés 9 à 12 et aux types apparents 10 à 12. Ce sont les stations floristiquement les plus riches, car les trois groupes d'espèces définis ci-dessus s'y côtoient.

#### 5.3.5. Bloc D

On peut distinguer cinq assemblages de taxons dans le bloc D:

colonnes 109 à 117 (bloc D1),

- fréquence de E EXI (groupe 1),
- fréquence de E PECT M et FRA VI (groupe 2),
- rareté ou absence de NA FRUG, NI PUSI, MEL VAR, NI GAND, NI LINE, CYC MENE (groupe 3);

colonnes 118 à 124 (bloc D2),

- absence de E EXI (groupe 1),
- fréquence de E PECT M et FRA VI (groupe 2),
- absence de NA FRUG (groupe 3),
- fréquence de la plupart des taxons du groupe 3;

colonnes 125 à 138 (bloc D3),

- rareté de E PECT M et FRA VI (groupe 2),
- fréquence de la plupart des taxons du groupe 3, notamment NI LINE, CYC MENE, GO OLIV, NI DISS, NI SOCI et RHOI CUR,
- abondance de NA MINI (groupe 3),
- constance de NA FRUG (groupe 3);

colonnes 139 à 144 (bloc D4),

- rareté de E PECT M, FRA VI, A MARG, DIA HI M, NA RHYN et MER CI C (groupe 2),
- rareté ou absence de HANN A, SU OVA, NI LINE, CYC MENE, NI ACIC (groupe 3),
- abondance de NA MINI et NA FRUG (groupe 3);

colonnes 145 à 151 (bloc D5),

- rareté ou absence de la plupart des taxons du groupe 2, sauf A MINU, GO PARV, CY MIN, NA CRY, NI ARCH, A LANC, FRA VA,
- absence de HANN A, NI ACID, NA FRUG et NI GAND (groupe 3).

La partition des stations du bloc D en cinq sous-blocs met en évidence des subdivisions dans les taxons du groupe 2:

- GO ANG, CY NAVI, HANT A, P BREB D, A SAXO et SU ROBA sont très rares dans les cinq blocs,
- E PECT M et FRA VI sont fréquents en D1 et D2 et rares en D3, D4 et D5,
- A MARG, DIA HI M, MER CI C et NA RHYN sont fréquents en D1, D2 et D3 et rares en D4 et D5,
- SY ULN, FRA CAP et TAB FLO sont fréquents en D1, D2, D3 et D4 et rares en D5,
- A MINU, GO PARV, CY MIN, NA CRY, NI ARCH, A LANC et FRA VA sont constants dans tout le bloc D.

Dans les stations les moins polluées (sous-bloc D1), les assemblages de diatomées sont à rapprocher du Diatometo hiemalis - Maridionetum circularis, ou peut-être du Cymbelletum ventricosae (Budde 1928) Symoens 1954, mais l'absence de relevé de cette association chez ce dernier auteur ne nous autorise pas à l'affirmer. Dans le système de Descy (1979), ces assemblages groupent des espèces des biotypes 3 et 4 principalement. Deux stations (Kolvenderbach, st. 89; Holzwarche, st. 66) de ce sous-bloc appartiennent aux stations de référence de Leclercq (1984) qui y a identifié la variante III.9.

Dans les stations plus polluées (sous-blocs D2, D3 et D4), nous trouvons de nombreux représentants de l'association à Navicula permitis des eaux très polluées définie par Lange-Bertalot & Bonik (1976).

Les assemblages de diatomées du sous-bloc D5 sont trop hétérogènes pour être rapportés avec certitude à une association quelconque. Ils s'apparentent sans doute au Naviculium viridulae (Budde 1928) Symoens 1954. On y note la présence de taxons des biotypes 3, 4 et 5 de Descy (1979).

Du point de vue écologique, la signification des sous-blocs D1 à D5 est très différente.

Le sous-bloc D1 correspond à des stations de type chimique naturel 9 à 11, réparties dans les quatre bassins étudiés, mais surtout dans le bassin de l'Our (Warchenne, st. 81; Botné, st. 166; Roer, st. 45; Weberbach, st. 99; Kleingeisserbach, st. 100; Mäddenderbach, st. 88; Grossweberbach, st. 97), aux eaux neutres (pH: classe 4), oligotrophes à oligo-mésotrophes, avec des teneurs modérées en nitrates (classe 2, rarement 1 ou 3), peu polluées, les teneurs en phosphates y sont nulles ou faibles (classes 0 à 2, exceptionnellement 4).

Le sous-bloc D2 rassemble des stations de type chimique naturel présumé 8 à 10 et de type apparent 10 ou 11, du bassin supérieur de l'Amblève (Heckbach, st. 112; Möderscheiderbach, st. 114; Emmels, st. 117; Amblève, st. 115 et 118) et du bassin de l'Our (Braunlauf, st. 102; Ulf, st. 105); leurs eaux sont neutres à très faiblement alcalines (pH: classes 4), oligo-mésotrophes, modérément polluées, avec des teneurs relativement élevées en bicarbonates, calcium, nitrates et phosphates.

Le sous-bloc D3 groupe des stations de type chimique naturel présumé 9 à 11 et de type apparent 10 à 12, principalement du bassin de l'Our (Our, st. 86, 87, 90, 92, 108, 109 et 110; Braunlauf, st. 104; Ulf, st. 106), quelques unes du bassin de l'Amblève (Amblève, st. 116 et 120; Warchenne, st. 155), une du bassin de la Roer (Schwalm, st. 46); leurs eaux sont

faiblement alcalines (pH: classes 4 ou 5), oligo-mésotrophes, elles souffrent d'une pollution régulière, révélée par des teneurs généralement élevées en phosphates (classes 1 à 6).

Le sous-bloc D4 comprend les stations les plus polluées des bassins de l'Amblève (Warche, st. 71 et 72; Warchenne, st. 82 et 83) et de l'Our (Prümmerbach, st. 103; Deich, st. 164), de type naturel présumé 9 ou 10 et de type apparent 10 à 12; la teneur en phosphates y est toujours importante (classes 2 à 7).

Le sous-bloc D5 rassemble les quelques stations des rivières de tendance calcaire, naturellement riches en bicarbonates, calcium et magnésium (type chimique 12) (Chawion, st. 163; ru Stave, st. 161; Targnon, st. 152; Turon, st. 151; r. du poudingue, st. 79) et deux stations isolées de type chimique 6 (Botné, st. 146) et 9 (Hélivi, st. 147).



### 5.3.6. Conclusions

L'étude des assemblages moyens de diatomées, limitée aux 70 taxons les plus fréquents et les plus abondants, nous a permis de reconnaître quatre blocs de stations et trois groupes de taxons dans les rivières du nord du massif Ardennais. Ces quatre blocs de stations s'individualisent par la fréquence des taxons des trois groupes, mais aussi par leurs caractéristiques physico-chimiques.

Le bloc A est constitué de rivières acides, non ou très faiblement polluées (pollution minérale), des types chimiques 1 à 3, plus rarement 4 à 6, caractérisées par des assemblages de diatomées acidophiles, oligo-dystrophes, accompagnées parfois de quelques taxons plus neutrophiles et/ou saproxènes. Il correspond aux variantes I.1 à I.5 définies par Leclercq (1984).

Le bloc B rassemble des rivières faiblement acides à neutres, oligo-dystrophes, non polluées, des types chimiques 6 à 10. Les assemblages de diatomées comportent principalement des taxons acidophiles à neutrophiles et saprophobes ou saproxènes; ce sont les variantes II.7, II.8 et III.9 de Leclercq.

Le bloc C groupe des rivières acides ou neutres, plus ou moins polluées, de type chimique naturel présumé 2 à 12 et de type apparent 4 à 12, avec une végétation de diatomées très hétérogène. C'est à ce bloc que nous rapportons la variante II.6 et le faciès III.10 de Leclercq.

Le bloc D comprend les rivières neutres à alcalines, peu ou fortement polluées, de type chimique naturel présumé 8 à 12 et de type apparent 10 à 12. Les végétations de diatomées sont constituées essentiellement de taxons neutrophiles ou indifférents au pH, saprophiles à saprobiontes ou indifférents à la pollution. L'altération profonde de ces assemblages de diatomées rend difficile leur rattachement à un des assemblages naturels décrits par Leclercq.

L'étude des végétations de diatomées des rivières du nord de l'Ardenne en l'absence de pollution a fait l'objet du travail de Leclercq (1984); l'examen d'un tableau synthétique moyen groupant ses stations de référence et nos stations polluées nous a permis:

- 1° de retrouver, par une approche phytosociologique, les principaux assemblages naturels qu'il a définis sur une base statistique,
- 2° de reconnaître, dans certaines stations polluées, des assemblages analogues aux assemblages naturels;
- 3° de définir des assemblages caractéristiques des milieux pollués, ne correspondant plus aux assemblages naturels.

Ces deux derniers points constituant l'objet principal de notre travail, nous avons entrepris l'étude détaillée des relevés effectués dans les stations plus ou moins polluées (blocs C et D).

#### 5.4. Assemblages de diatomées des eaux acides à neutres, plus ou moins polluées (blocs C1 et C2)

##### 5.4.1. Tableau brut (tabl. 46)

Les relevés effectués dans les stations des blocs C1 et C2 du tableau moyen (tabl. 44) sont donnés dans le tableau 46. L'ordre des taxons et des stations est identique dans les deux tableaux, les relevés sont classés chronologiquement par station.

Un seul taxon, NI SOCI, est absent de tous les relevés; sept autres taxons (NI GAND, AST FORM, ST'US HA, MEL DIS, NI P'CEA, RHOI CUR, NA ACCO) n'ont qu'une ou deux occurrences dans tout le tableau. Ces huit taxons appartenant au groupe 3 du tableau moyen n'ont pas été pris en considération pour l'analyse de ces relevés. Deux taxons seulement, A MINU et GO PARV, sont constants (présents dans plus de 90 % des relevés), ils appartiennent tous deux au groupe 2. Les autres taxons montrent de 4 à 115 occurrences sur les 139 relevés; le nombre moyen d'occurrences est de 36 pour l'ensemble des taxons, 47 dans le groupe 1, 64 dans le groupe 2 et 17 dans le groupe 3.

La limite entre les blocs C1 et C2 apparaît nettement entre les colonnes 79 et 80. La distinction entre les deux blocs est même plus accentuée que sur le tableau moyen, car elle se traduit par une fréquence plus faible des taxons du groupe 1 dans les stations du bloc C2 et par la rareté ou l'absence de CY SINU, CO PLA E, FRA RUM, FRU VU, A BIOR, FRA CO V, HANN A dans les stations du bloc C1.

A l'intérieur de ces deux grands blocs, l'hétérogénéité des relevés est assez importante, mais les stations semblent chacune s'individualiser comme un ensemble de relevés présentant certaines analogies. Cette hétérogénéité est due aux fluctuations saisonnières des caractéristiques naturelles et de la pollution des eaux, dont l'ampleur ne masque toutefois pas l'entité écologique que représente chaque station.

##### 5.4.2. Tableau reclassé (tabl. 47)

Nous avons reclassé ce tableau, sans modifier la séquence des espèces (après suppression des 8 taxons rares ou absents), en disposant les relevés par analogie avec les blocs définis sur le tableau moyen. Nous avons ainsi pu dégager trois ensemble de relevés, parallèles aux blocs A, B1 et B2 du tableau moyen. Ces ensembles ont été déterminés en fonction de la fréquence des espèces des groupes 1 et 2, considérées comme caractéristiques des eaux naturelles. La fréquence des taxons du groupe 3 a été retenue pour le classement des relevés à l'intérieur de ces deux blocs.

#### 5.4.2.1. Bloc C/A

Le bloc C/A (col. 1 à 34) se caractérise par:

- la fréquence élevée de 6 taxons du groupe 1 (E EXIG, E RHOM, E CURV, P HILS, P SUBC, A AUST H),
- la dominance de E EXIG ou, plus rarement A AUST H, A MINU ou NA MINI,
- la rareté de la plupart des taxons du groupe 2, sauf des 6 taxons les plus euryèces (A MINU, GO PARV, CY MIN, NA CRY, NI ARCH, A LANC).

La fréquence des taxons du groupe 3 permet de subdiviser ce bloc en trois sous-blocs; l'abondance de certaines espèces des groupes 1 et 2 et les valeurs des paramètres physico-chimiques confirment ces subdivisions.

Col. 1 à 13:

- taxons du groupe 3 absents ou très rares,
- E EXIG et/ou A AUST H dominants,
- pH très acide (classes 1 ou 2, rarement 3),
- alcalinité nulle ou très faible (classes 0 ou 1),
- teneur modérée en calcium (classes 3 ou 4, rarement 2 ou 5),
- concentration en phosphates nulle ou très faible (classes 0 ou 1).

Col. 14 à 24:

- NA MINI constant et, parfois, abondant,
- SU OVA et SU ANGU fréquents,
- MER CI, GO ANG P, NI ACID, NA LANC, NA GREG, NI PALEA, NA FRUG, NA MINU et NI PUSI présents, mais peu fréquents,
- E EXIG et/ou A MINU dominants,
- pH acide (classes 1 à 3, rarement 4),
- alcalinité nulle ou modérée (classes 0 à 3),
- teneur variable en calcium (classes 2 à 5),
- teneur faible en magnésium (classes 0 à 2),
- concentration en phosphates nulle ou modérée (classes 0 à 4).

Col. 25 à 34:

- NA MINI, NA PERM, NA TWYM constants,
- MER CI, SU OVA, SU ANGU, GO ANG P, NA SAPR, NI PALEA, NI PUSI plus ou moins fréquents,
- NI ARCH dominant,
- E EXIG et NA MINI abondants,
- pH faiblement acide à neutre (classes 3 ou 4, rarement 5),
- alcalinité importante (classes 3 à 5, rarement 1 ou 6),
- forte teneur en calcium (classe 5, rarement 4),
- phosphates toujours présents en quantité assez importante (classes 3 à 7).

Le bloc C/A rassemble des relevés de végétations de diatomées des eaux naturellement très acides, dystrophes. Les trois sous-blocs reflètent respectivement ces végétations en l'absence de pollution (col. 1 à 13), en présence d'une faible pollution (col. 14 à 24) et d'une pollution grave (col. 25 à 34).

Par rapport aux assemblages définis dans la typologie de référence de Leclercq (1984), les relevés des colonnes 1 à 5 et de la colonne 13 (Sawe, st. 142) peuvent être rapportés aux variantes I.1 ou I.3 (bloc A du tableau 44), ils en diffèrent quelque peu pourtant par la fréquence et l'abondance de Pinnularia hilseana et P. subcapitata. La première de ces deux espèces

est une des caractéristiques de la variante I.5, la seconde est très rare dans la plupart des assemblages des milieux non pollués, mais quelques individus ont été régulièrement observés dans les relevés de la variante II.6.

Les relevés des colonnes 6 à 12 s'apparentent incontestablement à la variante I.5, présente sous sa forme typique dans les colonnes 6 à 8 (Hoëgne, st. 145), et avec une plus forte représentation des taxons du groupe 2 dans les colonnes 9 à 12 (r. de Crisnire, st. 176; r. du Taureau, st. 144).

Les relevés des colonnes 14 à 34 sont plus proches du faciès II.2 et de la variante II.4, assemblages observés à l'état naturel dans des eaux montrant parfois des traces d'alcalinité, que des variantes I.1, I.3 ou I.5. Mais les assemblages naturels ne peuvent guère être reconnus dans ces milieux acides pollués, étant donné l'altération plus profonde des peuplements de diatomées. Si l'on peut affirmer que, en l'absence de pollution, les assemblages des stations concernées (Sawe, 142; V�dre, st. 156; Louba, st. 149; r. du Taureau, st. 144; Rohon, st. 131) correspondraient à l'une des variantes du bloc A (variantes I.1 à I.5 de l'assemblage à Eunotia exigua), il est impossible de dire à laquelle ils peuvent être rapportés plus précisément, sauf dans les stations où la pollution n'est pas constante et où l'on observe, par conséquent un assemblage quasi naturel à certaines périodes de l'année. C'est le cas de la Sawe (st. 142) montrant la variante I.1 ou I.3 en l'absence de pollution.

On peut conclure de l'examen de ce bloc qu'une faible pollution des eaux naturellement très acides entraîne dans tous les cas le développement de taxons euryèces du groupe 2, très rares ou très peu abondants en l'absence de pollution, et d'un taxon saprophile, Navicula minima (groupe 3), accompagné parfois de quelques taxons indifférents ou faiblement saprophiles du groupe 3. Une pollution plus grave provoque en outre la régression des taxons du groupe 1, sauf Pinnularia subcapitata qui semble indifférent, ou peut-être même favorisé, et l'apparition, de manière quasi constante, de Navicula permitis et N. twymaniana et, plus irrégulièrement, de N. frugalis, Nitzschia palea, N. pusilla.

#### 5.4.2.2. Bloc C/B1

Le bloc C/B1 se caractérise par:

- la fréquence élevée de tous les taxons du groupe 1,
- la fréquence de tous les taxons du groupe 2, notamment de SU ROBA, E PECT M, FRA VI et MER CI C, en plus des taxons euryèces présents dans le bloc C/A,
- la dominance de E EXIG et A MINU ou, plus rarement de SU ROBA,

On y distingue trois sous-blocs d'après la fréquence des taxons du groupe 3. La fréquence et l'abondance des taxons des groupes 1 et 2, le pH et la teneur en phosphates confirment ces subdivisions.

Col. 35 à 56:

- NA MINI absent,
- MER CI, SU OVA et SU ANGU plus ou moins fréquents,
- E EXIG ou A MINU dominants,
- SU ROBA constant et parfois abondant,
- A MARG, DIA HI M et FRA VA rares,

- pH acide à neutre (classes 1 à 4),
- teneur en phosphates nulle (classe 0, rarement 1).

Col. 57 à 79:

- NA MINI constant,
- MER CI, SU OVA, SU ANGU, GO ANG P, NI ACID, NA LANC et NA GREG fréquents,
- pas de dominance nette, mais plusieurs taxons abondants (e.a. E EXIG, A MINU, GO PARV, NI ARCH),
- A MARG, DIA HI M et FRA VA assez fréquents,
- pH faiblement acide ou neutre (classes 2 à 4),
- teneur en phosphates nulle ou très faible (classes 0 à 2).

Col. 80 à 89:

- NA MINI et NA PERM constants,
- taxons du groupe 3 généralement assez fréquents,
- pas de dominance nette,
- pH faiblement acide ou neutre (classes 3 ou 4, rarement 2),
- teneur en phosphates nulle ou modérée (classes 0 à 3).

Le bloc C/B1 correspond à des eaux faiblement acides à neutres, oligo-dystrophes, où les analyses physico-chimiques n'ont détecté qu'exceptionnellement des traces de pollution.

Dans les colonnes 35 à 56, on reconnaît la variante II.6 de Leclercq, débarrassée du principal taxon saprophile (NA MINI) qu'elle contenait. Comme le soupçonnait Leclercq, cette variante, telle qu'il l'a définie, constitue en réalité un faciès d'altération d'une variante naturelle très instable constituant la transition entre les variantes acidophiles I.1 à I.5, dominées par E EXIG, et les variantes II.7, II.8 et III.9, plus neutrophiles à A MINU et FRA CAP. Outre des relevés des stations de référence (r. du Taureau, st. 144; ru Hodial, st. 130; Rechterbach, st. 122; Wayai, st. 59; Petite-Roer, st. 40; r. de Winamplanche, st. 63; Hoëgne, st. 145; r. de Crisnire, st. 176; Roannai, st. 170), on trouve dans ce sous-bloc un relevé (col. 42) provenant du Wayai (st. 60/7804), montrant, malgré la présence de traces de phosphates, un assemblage similaire.

La moitié des relevés des colonnes 57 à 79 proviennent de stations de référence (Rechterbach, st. 122; ru Hodial, st. 130; r. de Winamplanche, st. 63; Hoëgne, st. 145; Warche, st. 68; Wayai, st. 59; Roannai, st. 170; Ulf, st. 165; Amblève, st. 111), à ces relevés montrant une végétation de diatomées voisine de la variante II.6, s'ajoutent des relevés effectués dans plusieurs stations faiblement polluées (Louba, st. 149; Ladebach, st. 174; Wayai, st. 60; Hockai, st. 128 et 132; Müderscheiderbach, st. 113; Eau-Rouge, st. 134). Ces relevés (col. 57, 60, 67, 70-71, 73-76, 78), proches de la variante II.7, montrent clairement une altération faible, mais croissante, de la végétation de diatomées. En effet, on y note la rareté ou l'absence de deux taxons saprophobes du groupe 2 (A SAXO et DIA HI M) et d'un taxon saproxène du groupe 3 (HANN A), alors que ces trois taxons sont très fréquents dans le bloc B1 du tableau moyen. Cette altération des assemblages de diatomées se marque en outre par la présence de NA MINI, souvent accompagné de MER CI, SU OVA, SU ANGU, GO ANG P, NI ACID, NA GREG, et, parfois, de NA PERM, NA TWYM, NI PALEA, NA FRUG. Parmi ces 11 taxons du groupe 3, tous rares dans des conditions naturelles, NA MINI, NA PERM, NA TWYM, NI PALEA et NA FRUG sont nettement saprophiles, voire saprobiontes; les 6 autres sont plutôt indifférents ou tout au plus

faiblement saprophiles, on ne peut tirer aucune conclusion de la présence d'un seul d'entre eux, mais on remarque qu'ils sont fréquemment associés dans les relevés où NA MINI est plus abondant.

La présence de plusieurs taxons du groupe 3 en compagnie de Navicula minima constitue donc un bon indice de pollution.

Dans ces relevés de rivières acides à neutres plus ou moins polluées, il ne nous paraît possible de reconnaître la végétation potentielle de diatomées, que pour les stations montrant à certains moments de l'année un assemblage quasi intact. C'est le cas de la Louba (st. 149), du Ladebach (st. 174) et du Wayai (st. 60), où l'on reconnaît la variante II.6. Tandis que les végétations de diatomées observées dans le Hockai (st. 128 et 132), le Möderscheiderbach (st. 113) et l'Eau-Rouge (st. 134) peuvent seulement être rattachées globalement aux assemblages des blocs B1 et C1 du tableau moyen, c'est-à-dire aux variantes II.7 et II.8 de l'assemblage à Fragilaria capucina var. lanceolata et Eunotia pectinalis var. minor (Leclercq, 1984).

#### 5.4.2.3. Bloc C/B2

Le bloc C/B2 (col. 91 à 139) se caractérise par:

- la rareté ou l'absence des taxons du groupe 1 (sauf E EXIG),
- la fréquence de la plupart des taxons du groupe 2, en particulier de A MARG, DIA HI M, SY ULN et FRA VA,
- la dominance de A MINU,
- l'abondance de FRA CAP.

La fréquence des taxons du groupe 3 permet de le diviser en cinq sous-blocs, l'abondance de FRA CAP et FRA VA, d'une part, et la fréquence de NI ARCH, d'autre part, confirment ces subdivisions.

Col. 90 à 96:

- rareté ou absence de tous les taxons du groupe 3,
- rareté ou absence de plusieurs taxons du groupe 2, notamment A MARG, DIA HI M et FRA VA,
- forte dominance de A MINU ou plus rarement de FRA CAP.

Col. 97 à 106:

- absence de NA MINI,
- rareté des taxons du groupe 3, sauf CY SINU, FRA RUM, FRU VU, HANN A, SU OVA et GO ANG P,
- abondance de A MINU, FRA CAP et FRA VA.

Col. 107 à 116:

- absence de NA MINI,
- fréquence plus ou moins élevée des taxons du groupe 3 et de NI ARCH.

Col. 117 à 136:

- constance de NA MINI et de NI ARCH,
- fréquence plus ou moins élevée de la plupart des taxons du groupe 3.

Col. 137 à 139:

- constance de NA MINI, NA PERM et NA TWYM,
- présence de NA SAPR et NI PALEA,
- rareté ou absence des taxons du groupe 2, sauf les plus euryèces.

Le bloc C/B2 rassemble des relevés de végétations de diatomées des eaux naturellement neutres, composées principalement de taxons du groupe 2. Dans les colonnes 90 à 117, on trouve essentiellement des relevés provenant de stations de référence (r. de Winamplanche, st. 63; Amblève, st. 111; Wayai, st. 59; Rechterbach, st. 122; Kolvenderbach, st. 91; Petite-Roer, st. 40; Koderbach, st. 157; Warche, st. 68) où Leclercq (1984) a identifié la variante III.9; un relevé effectué dans l'Eau-Rouge (st. 135 - col. 109) et un relevé du Möderscheiderbach (st. 113 - col. 113) s'y ajoutent.

Les relevés des colonnes 118 à 139 proviennent de stations de référence (Amblève, st. 111; Rechterbach, st. 122; Warche, st. 68; Koderbach, st. 157; Petite-Roer, st. 40) et de stations plus ou moins polluées (Wayai, st. 60; Sawe, st. 142; Hockai, st. 132; Eau-Rouge, st. 134 et 135; Rohon, st. 131; Möderscheiderbach, st. 113). Ils semblent se rapporter à la variante III.9 ou à son faciès III.10, mais les analyses physico-chimiques y ont révélé quelques traces de pollution, qui coïncident avec la présence de plusieurs taxons du groupe 3 ou avec l'abondance de NA MINI et de NI ARCH. Les pollutions les plus graves se marquent par la présence de NA PERM, accompagné éventuellement de NA SAPR, NA TWYM et NI PALEA. En l'absence de pollution, les taxons du groupe 3 y sont relativement rares, plus communs cependant que dans le bloc B2 du tableau moyen.

En ce qui concerne le faciès III.10, la présomption de Leclercq, selon laquelle il s'agirait d'une altération de la variante III.9 due à une eutrophication, se confirme par la dispersion, dans le tableau, des relevés effectués dans les stations où cette variante a été définie. En effet, un relevé de l'Amblève (st. 111 - col. 97) et deux relevés du Koderbach (st. 157 - col. 108 et 114) s'identifient aux relevés de la variante III.9, tandis que trois relevés provenant de ces mêmes stations (col. 129, 133-134) se placent parmi les relevés de stations nettement polluées.

D'autre part, la présence dans ce sous-bloc de deux relevés provenant de rivières acides très polluées (Rohon, st. 131; Sawe, st. 142 - col. 137-138) démontre le glissement d'un assemblage potentiel du bloc A (variante I.1 ou I.3) vers un assemblage secondaire du bloc B (variante II.8 ou III.9), provoqué par la pollution.

## 5.5. Assemblages de diatomées des eaux neutres polluées (bloc C3)

### 5.5.1. Tableau brut (tabl. 48)

Les relevés effectués dans les stations du bloc C3 défini sur le tableau moyen (tabl. 44) sont présentés dans le tableau 48; l'ordre des taxons et des stations est identique dans les deux tableaux, les relevés sont classés chronologiquement par station.

Trois taxons, FRU R SA, AN SER B (groupe 1) et RHOI CUR (groupe 3) ne sont présents respectivement que dans un, deux ou trois relevés. Ces trois taxons n'ont pas été pris en considération dans l'analyse de ce bloc. Six taxons présents dans plus de 90 % des relevés peuvent être considérés comme constants: ce sont cinq espèces très euryèces du groupe 2 (A MINU, GO PARV,

CY MIN, NI ARCH, A LANC) et une espèce saprophile du groupe 3 (NA MINI). Les autres taxons ont de 5 à 113 occurrences sur les 126 relevés du tableau. Le nombre moyen d'occurrences est de 48 pour l'ensemble des relevés, 23 dans le groupe 1, 67 dans le groupe 2 et 42 dans le groupe 3.

De prime abord, le tableau est très homogène et seules quelques stations semblent s'individualiser par l'absence ou par la présence régulière de certains taxons des groupes 2 et 3, notamment quelques taxons planctoniques dans les stations situées à l'aval des barrages.

#### 5.5.2. Tableau reclassé (tabl. 49)

Ce tableau a été reclassé, comme le tableau des relevés des blocs C1 et C2, d'abord, en fonction de la fréquence des taxons des groupes 1 et 2 et, ensuite, d'après la fréquence des taxons du groupe 3, et plus spécialement la présence des taxons saprophiles. Ce classement met en évidence deux grands blocs, répartis chacun en quatre sous-blocs. Sur base de la représentation des taxons des groupes 1 et 2, ces deux blocs peuvent être rapprochés respectivement des blocs B1 et B2 du tableau moyen, mais ils en diffèrent par la fréquence plus élevée des taxons du groupe 3.

##### 5.5.2.1. Bloc C3/B1

Le bloc C3/B1 (col. 1 à 75) se caractérise par :

- la présence régulière de taxons du groupe 1 (E EXI présent dans 70 % des relevés),
- la fréquence élevée de huit taxons du groupe 2 (SU ROBA, E PECT M, FRA VI, TAB FLO, A MARG, DIA HI M, NA RHYN, MER CI C),
- la fréquence de cinq taxons du groupe 3 (FRU VU, A BIOR, FRA CO V, HANN A, GO ANG P),
- l'absence de dominance nette de l'un ou l'autre taxon,
- la richesse floristique très importante (de 20 à 39 taxons, en moyenne 30 taxons sur les 67 taxons considérés ici).

Quatre sous-blocs s'y distinguent d'après la présence des taxons saprophiles ou saprobiontes du groupe 3; les teneurs en phosphates confirment ces subdivisions.

Col. 1 à 15:

- rareté ou absence de NA SAPR, NA PERM, NA TWYM, NI PALEA, NA FRUG,
- teneur en phosphates le plus souvent nulle ou parfois très faible.

Col. 16 à 37:

- constance de NA PERM,
- présence assez régulière de NA SAPR et NI PALEA,
- absence de NA TWYM et NA FRUG,
- teneur en phosphates variable, mais modérée (classes 0 à 4).

Col. 38 à 62:

- constance de NA PERM et NA TWYM,
- fréquence de NA SAPR et NI PALEA,
- absence de NA FRUG,
- teneur en phosphates variable, parfois très élevée (classes 0 à 7).



Col. 63 à 75:

- constance de NA PERM et NA FRUG,
- fréquence de NI PALEA et NA TWYM,
- teneur en pho

Les relevés du bloc C3/B1 proviennent d'eaux neutres, plus ou moins polluées, avec des teneurs modérées en bicarbonates, calcium et magnésium (Windgenbach, st. 41; Braunlauf, st. 101; Hasselbach, st. 158; Wayai, st. 62 et 65; r. de Winamplanche, st. 64; Rechterbach, st. 123 et 124; Warche, st. 69, 70, 56, 80, 84 et 85; Amblève, st. 125, 126 et 127; ru Stave, st. 171). La végétation potentielle de diatomées des stations de ce bloc s'apparente sans aucun doute aux variantes II.7 ou II.8, mais les assemblages observés montrent une nette altération par rapport à l'assemblage originel à Fragilaria capucina var. lanceolata et Eunotia pectinalis var. minor (bloc B1 du tableau moyen): on y constate la régression des taxons du groupe 1 et la fréquence élevée du groupe 3.

Les quatre sous-blocs délimités ci-dessus dénotent une pollution croissante qui se traduit par une représentation de plus en plus forte des taxons saprophiles à saprobiontes.

#### 5.5.2.2. Bloc C3/B2

Le bloc C3/B2 (col. 76 à 126) se caractérise par:

- la rareté des taxons du groupe 1,
- la rareté des taxons saprophiles et saprobiontes du groupe 2,
- la fréquence de deux taxons du groupe 3 (CO PLA E et FRA RUM),
- la dominance de A MINU ou de NI ARCH, exceptionnellement de NA MINI ou de NA PERM,
- la richesse floristique modérée (de 8 à 32 taxons, en moyenne 20 taxons sur les 67 taxons considérés ici).

Comme dans le bloc C3/B1, on peut y distinguer quatre sous-blocs d'après la présence des taxons saprophiles ou saprobiontes du groupe 3. La fréquence et l'abondance de certains taxons des groupes 1 et 2 confirment ces subdivisions.

Col. 76 à 85:

- rareté ou absence de NA SAPR, NA PERM, NA TWYM, NI PALEA et NA FRUG,
- fréquence de E EXIG,
- dominance de A MINU et MEL ITA.

Col. 86 à 98:

- constance de NA GREG et de NA PERM,
- rareté ou absence de NA SAPR, NA TWYM et NA FRUG,
- pas de dominance nette, mais abondance de A MINU, GO PARV, CY MIN, NI ARCH, NA MINI, NA SAPR et NA PERM.

Col. 99 à 117:

- constance de NA SAPR, NA PERM, NA TWYM, NI PALEA et NA FRUG,
- fréquence de SU OVA, SU ANGU et NA GREG,
- dominance de NI ARCH, NA MINI et NA PERM.

Col. 118 à 126:

- constance de NA TWYM et NA FRUG,
- fréquence de NA LANC, NA GREG et NA PERM,

- dominance de NI ARCH, NA MINI et MEL ITA.

Le bloc C3/B2 correspond à des eaux neutres, régulièrement polluées, les teneurs en bicarbonates, calcium et phosphates y sont habituellement assez élevées (Windgenbach, st. 41; Braunlauf, st. 101; Wayai, st. 62 et 65; r. de Winamplanche, st. 64; Warche, st. 69, 70, 80 et 85; Amblève, st. 125, 126 et 127).

Les assemblages de diatomées s'apparentent à ceux du bloc B2 (variantes II.8 et III.9) du tableau moyen, mais ils en diffèrent, d'une part, par la fréquence assez élevée de CO PLA E et de FRA RUM, favorisés sans doute par l'accroissement du niveau trophique dû à la pollution, et, d'autre part, par la faible abondance de FRA CAP, manifestement peu compétitif dans les eaux plus ou moins polluées; en outre divers taxons saprophiles ou saprobiontes sont présents dans tous les relevés.

Les taxons planctoniques, abondants dans les stations situées en aval des barrages, semblent relativement indifférents à la pollution, ils sont peut-être même favorisés dans la mesure où la pollution entraîne une eutrophication du milieu.

#### 5.6. Assemblages de diatomées des eaux neutres à alcalines, polluées (blocs D1 à D4)

##### 5.6.1. Tableau brut (tabl. 50)

Le tableau 50 rassemble les relevés effectués dans les stations des blocs D1 à D4 définis sur les tableau moyen (tabl. 44), nous les avons séparés du bloc D5 en raison de la signification écologique très différente de ce dernier bloc.

Parmi les taxons du groupe 1, seul E EXIG est présent dans plus de 10 % des relevés et sept taxons (E RHOM, P HILS, E TENE, P MICR, FRU R SA, AN SER B, A AUST H) sont absents ou présents dans trois relevés au maximum. Cinq taxons du groupe 2 sont constants dans plus de 90 % des relevés (GO PARV, CY MIN, NI ARCH, A LANC, FRA VA), un seul taxon de ce groupe (CY NAVI) est absent. Dans le groupe 3, on note un taxon constant (NA MINI) et un taxon très rare (MEL DIS), présent dans trois relevés seulement.

Le nombre moyen d'occurrences est de 48 sur les 149 relevés du tableau, 4 dans le groupe 1, 68 dans le groupe 2 et 46 dans le groupe 3.

Les distinctions entre les quatre sous-blocs définis sur la tableau moyen sont toujours apparentes (D1: col. 1 à 30; D2: col. 31 à 56; D3: col. 57 à 111; D4: col. 112 à 149) et, ici comme dans les autres tableaux, on remarque une certaine individualité des stations entre elles.

### 5.6.2. Tableau reclassé (tabl. 51)

Compte tenu de la faible représentation des taxons du groupe 1, nous avons reclassé ce tableau en fonction de la fréquence des taxons du groupe 2, d'abord, et du groupe 3, ensuite.

Comme les relevés du bloc C3, les relevés des blocs D1 à D4 se répartissent en deux catégories: la première rassemble les relevés où la plupart des taxons du groupe 2 sont fréquents; dans la seconde, le groupe 2 est restreint aux taxons les plus euryèces. Dans les deux cas, la fréquence et l'abondance des taxons du groupe 3 présagent une pollution croissante, confirmée par la teneur en phosphates.

#### 5.6.2.1. Bloc D/B2

Le bloc D/B2 se caractérise par:

- la fréquence de E PECT M, FRA VI, TAB FLO, A MARG, DIA HI M, NA RHYN et MER CI C,
- la présence occasionnelle de taxons du groupe 1,
- un pH généralement neutre (classe 4, parfois 5),
- une teneur en phosphates nulle à relativement élevée (classes 0 à 5, exceptionnellement 6).

On peut y reconnaître cinq sous-blocs:

col. 1 à 5,

- E EXIG constant,
- absence de CO PLA E, NA LANC et NA GREG et des taxons saprophiles du groupe 3,
- teneur en phosphates nulle ou très faible (classes 0 à 2)

col. 6 à 11,

- HANN A fréquent et abondant,
- absence ou rareté des taxons saprophiles du groupe 3, notamment NA PERM, NA TWYM, NI PALEA et NA FRUG,
- teneur en phosphates nulle ou très faible (classes 0 à 2, exceptionnellement 4);

col. 12 à 37,

- constance de NA PERM,
- fréquence de NA LANC, NA GREG et NA SAPR,
- absence de NA TWYM et NA FRUG,
- teneur en phosphates nulle à modérée (classes 0 à 3);

col. 38 à 60,

- constance de NA TWYM,
- absence de NA FRUG,
- fréquence assez élevée des autres taxons du groupe 3,
- teneur en phosphates très variable (classes 0 à 5);

col. 61 à 84,

- constance de NA PERM et NA FRUG,
- abondance de NA MINI,
- fréquence assez élevée des autres taxons du groupe 3,

- teneur en phosphates assez importante (classe 2 à 5, exceptionnellement 0 ou 6).

Le bloc D/B2 rassemble des relevés effectués dans des eaux neutres, plus ou moins polluées (Roer, st. 45; Schwalm, st. 46; r. de Botné, st. 166; Heckbach, st. 112; Möderscheiderbach, st. 114; Emmels, st. 117; Amblève, st. 115, 116, 118 et 120; Holzwarche, st. 67; Warche, st. 72; Warchenne, st. 81 et 155; Our, st. 86, 87, 90, 92; Kolvenderbach, st. 89; Medenderbach, st. 88; Grossweberbach, st. 97; Weberbach, st. 99; Kleingeisserbach, st. 100; Ulf, st. 105 et 107; Braunlauf, st. 102 et 104).

Ces relevés de diatomées se distinguent du bloc B2 du tableau moyen (variantes II.8 et III.9) par l'abondance beaucoup plus faible de FRA CAP et A MINU, dont seul le second est constant, et par la fréquence des taxons du groupe 3, qui sont souvent abondants. A l'état naturel, il s'agit vraisemblablement d'eaux oligotrophes à oligo-mésotrophes, plus riches en sels minéraux et dont le pH ne descend qu'exceptionnellement en dessous de 7, comme le suggère la rareté des taxons oligo-dystrophes, halophobes et acidophiles, ainsi que la fréquence et l'abondance relativement importantes, même en l'absence de pollution, de quelques taxons oligo-mésotrophes, indifférents à halophiles et neutrophiles à alcaliphiles (e.a. A LANC, FRA VA, CY SINU, CO PLA E, HANN A, NA LANC et NA GREG). Ces derniers taxons semblent parfois favorisés par une faible pollution (col. 12 à 37) qui provoque une augmentation du pH et du niveau trophique. Comme dans les blocs C précédemment décrits, des pollutions croissantes se traduisent par le développement de NA MINI, NA PERM, NA SAPR, NA TWYM, NI PALEA et, dans les cas les plus graves, NA FRUG.

#### 5.6.2.2. Bloc D/B3

Le bloc D/B3 se caractérise par:

- l'absence des taxons du groupe 1,
- la rareté ou l'absence de tous les taxons saprophobes et saproxènes du groupe 2,
- un pH neutre à alcalin (classes 4 ou 5, exceptionnellement 6 ou 7),
- une teneur en phosphates très variable, mais souvent élevée (classe 0 à 7).

Il se répartit en quatre sous-blocs:

col. 85 à 87,

- présence presque exclusive de taxons très euryèces du groupe 2,
- absence de NA MINI et de tous les taxons saprophiles du groupe 3,
- dominance de A MINU et CY MIN,
- pH neutre (classe 4),
- teneur en phosphates nulle ou très faible;

col. 88 à 100,

- constance de NA MINI, NA PERM et NA GREG,
- absence de NA FRUG,
- pas de dominance nette, mais abondance de A MINU, CY MIN, NI ARCH, NA MINI, NA GREG, NA SAPR et NA PERM,
- pH neutre ou parfois alcalin (classes 4 ou 5),
- teneur en phosphates nulle ou plus souvent modérée (classes 0 ou 2 à 4);

col. 101 à 131,

- constance de NA MINI, NA FRUG et NA PERM,
- fréquence de NA LANC, NA GREG et NA SAPR,
- dominance de NA MINI, ou pas de dominance nette, mais abondance de plusieurs taxons (e.a. CY MIN, NI ARCH, NA FRUG),
- pH neutre à alcalin (classes 4 ou 5),
- teneur en phosphates variable, mais jamais nulle (classes 1 à 7);

col. 132 à 137,

- constance de NA MINI et NA FRUG,
- rareté ou absence des autres taxons du groupe 3,
- dominance de NA MINI, ou exceptionnellement de CY MIN,
- pH neutre à alcalin (classes 4 ou 5),
- teneur élevée en phosphates (classes 5 ou 6);

col. 138 à 149,

- constance de NA MINI, NA PERM, NA TWYM, NA FRUG et NA ACCO,
- fréquence de NA SAPR,
- rareté de tous les autres taxons du groupe 3,
- rareté ou absence de SY ULN, FRA CAP et NA CRY,
- dominance de NA FRUG et NA PERM, occasionnellement de NA ACCO ou NA MINI,
- pH neutre à fortement basique (classes 4 à 7),
- teneur en phosphates souvent très élevée (classes 3 à 7).

Le bloc D/B3 rassemble des végétations de diatomées d'eaux très polluées. Il est difficile de les rattacher à un type naturel compte tenu de la rareté des taxons caractéristiques.

Trois relevés seulement (Botné, st. 166; Medenderbach, st. 88 - col. 85 à 87) sont pratiquement exempts de pollution; tous les autres relevés montrent une forte représentation des taxons saprophiles et saprobiontes du groupe 3.

Comme nous l'avons déjà montré ci-dessus, la présence de NA MINI, NA PERM, NA TWYM, NI PALEA et NA FRUG dénote une pollution croissante dans les colonnes 88 à 137 (Amblève, st. 115 et 118; Emmels, st. 117; Warche, st. 71; Warchenne, st. 82 et 83; Our, st. 86, 87, 90, 92, 108, 109 et 110; Uif, st. 107; Deich, st. 164).

Le degré maximal de pollution atteint dans les rivières du nord du massif Ardennais s'observe constamment dans le Prümmerbach (st. 103) et occasionnellement dans le Deich (st. 164/7606) et dans la Warchenne (st. 83/7704) (col. 138 à 149). Ces relevés sont caractérisés par une grande pauvreté floristique étant donné la rareté de toutes les espèces du groupe 2, sauf NI ARCH, qui est souvent abondant, GO PARV et A MINU qui sont fréquents, mais jamais abondants. On y note la constance de NA ACCO, espèce strictement saprobionte, extrêmement rare dans tous les autres relevés.

## 5.7. Assemblages de diatomées des eaux alcalines (bloc D5)

Les relevés de diatomées effectués dans le nord du massif Ardennais dans les eaux alcalines ou de tendance calcaire, présentés au tableau 52, sont trop peu nombreux pour qu'on puisse tirer des conclusions sur les assemblages de diatomées observés.

Nous noterons seulement, d'une part, la constance de A MINU, A LANC et CO PLA E, le premier étant souvent dominant, les deux autres localement abondants, et la constance de CY SINU, toujours peu abondant, d'autre part, la rareté ou l'absence de tous les taxons du groupe 1, sauf E EXIG (6 occurrences sur 25 relevés) et des taxons acidophiles à neutrophiles du groupe 2 (e.a. CY NAVI, A SAXO, SU ROBA, E PECT M, FRA VI, FRA CAP, TAB FLO).

Ces assemblages semblent montrer des traces de pollution, NA PERM et NA TWYM y sont en effet assez fréquents, accompagnés parfois de NA SAPR, NI PALEA et NA FRUG.

## 5.8. Conclusions

L'analyse d'un tableau floristique moyen groupant les 70 taxons les plus fréquents et les plus abondants dans les rivières du nord du massif Ardennais a abouti à la définition de quatre blocs de stations montrant des assemblages de diatomées homogènes et des caractéristiques physico-chimiques similaires.

Les stations toujours exemptes de pollution ou extrêmement peu polluées se rassemblent dans les blocs A et B dont les assemblages de diatomées ont été étudiés par Leclercq (1984). Les blocs C et D groupent les stations souffrant d'une pollution occasionnelle ou régulière.

L'étude détaillée des relevés des stations des blocs C et D a permis de reconnaître, en l'absence de pollution, les assemblages caractéristiques du bloc A (variantes I.1 à I.5 et II.6 de l'assemblage à Eunotia exigua décrites par Leclercq, rapportées à l' Eunotietu exiguae - Pinnularietum subcapitatae) et du bloc B (variantes II.7 à II.8 et III.9 de l'assemblage à Fragilaria capucina var. lanceolata et Eunotia pectinalis var. minor décrites par Leclercq et faciès III.10 rapporté au Diatometu hiemalis - Meridionetum circularis), parfois plus ou moins altérés par la régression des espèces les plus sensibles et la prolifération des espèces les plus euryèces.

Dans les relevés apparentés aux variantes I.1 à I.5 et II.6, une pollution croissante se manifeste par l'apparition de taxons euryèces du groupe 2, la régression des espèces du groupe 1, l'apparition de NA MINI et, dans les cas les plus graves, de NA PERM et NA TWYM.

Dans les relevés apparentés aux variantes II.7, II.8 et III.9, les taxons sensibles du groupe 2, notamment SU ROBA, E PECT M et FRA VI, régressent

avec la pollution, tandis que NI ARCH devient abondant et les taxons du groupe 3 nombreux: NA MINI apparaît, accompagné progressivement de taxons indifférents à faiblement saprophiles comme SU OVA, SU ANGU, MER CI, GO ANG P, NI ACID, NA LANC, NA GREG, puis de taxons nettement saprophiles à saprobiontes, NA SAPR, NA PERM, NA TWYM, NI PALEA, NA FRUG et, en dernière extrémité, NA ACCO.

En milieu naturel, les diatomées indifférentes à la pollution représentent des compagnes, plus ou moins discrètes, des espèces caractéristiques, qui sont en majorité saprophobes ou plus ou moins saproxènes.

Dans les eaux acides, une pollution faible ou occasionnelle provoque d'abord l'apparition des taxons indifférents du groupe 2, au détriment des espèces les plus sensibles du groupe 1; en milieu faiblement acide à neutre, très oligotrophe, une pollution faible ou occasionnelle entraîne la prolifération de ces mêmes taxons au détriment des espèces sensibles des groupes 1 et 2.

Dans les eaux neutres à faiblement alcalines, naturellement plus riches et quand la pollution augmente ou persiste, on voit aussi se développer des taxons peu sensibles du groupe 3, indicateurs d'une plus forte teneur en sels minéraux et d'un niveau trophique supérieur, mais pas vraiment saprophiles.

Les taxons saprophiles et saprobiontes ne sont bien représentés que dans les eaux assez gravement et très régulièrement polluées.

## Chapitre 6

### Discussion et évaluation de la qualité des eaux

#### 6.1. Notion de pollution

Selon le "Nouveau petit Larousse illustré", pollution signifie profanation, souillure. Cette notion, à la fois très simple et très vaste, est aujourd'hui fréquemment galvaudée, tant par extension de sens, on parle par exemple de pollution acoustique ou de pollution visuelle, que par restriction de sens, le mot pollution étant alors réservé aux cas où la souillure de l'eau, par exemple, est telle qu'elle compromet son utilisation à des fins humaines (cf. p.ex. Gobeaux, 1968).

Tout au long de ce travail, nous avons largement employé ce terme d'une manière intuitive. A l'heure de la synthèse, il est indispensable de préciser quelle acception nous lui accordons.

Est considérée comme une pollution de l'eau, toute modification des caractéristiques de l'eau, au-delà de leurs fluctuations naturelles, suite à une intervention humaine directe ou indirecte.

Cette définition implique la référence à des caractéristiques naturelles, physiques, chimiques et biologiques, spécifiques de chaque rivière, définies dans un contexte régional, et non à une estimation subjective du désagrément lié à une altération de la qualité souhaitée, en fonction de l'usage que l'on veut faire de l'eau.

En Belgique, dans le cadre des mesures destinées à prévenir la pollution des eaux, la loi distingue 4 classes d'eaux de surface suivant leur fonction. (A.R. du 03.12.1963):

- classe 4, eaux très polluées, utilisées pour la navigation,
- classe 3, eaux industrielles,
- classe 2, rivières convenant à la pêche, les baignades, l'agriculture et l'élevage,
- classe 1, eaux potables.

Les normes légales définissent des seuils de concentration limite pour les différents éléments dans chacune de ces classes (A.R. des 22 et 23.01.1974). Dans le cas de la classe 2, où doivent être rangées les rivières que nous avons étudiées, ces normes ont été définies en fonction des seuils de toxicité, vis-à-vis des poissons et de certains végétaux, des différents éléments considérés (Bury, 1972), mais la loi ne tient aucun compte des concentrations de ces éléments dans les eaux en l'absence de pollution, ni des animaux et végétaux qu'elles hébergent naturellement.

Or, comme nous l'avons déjà souligné (Fabri, 1975; Fabri & Leclercq, 1977), il n'existe pas de qualité "standard" ou "normale" dans la nature, même dans un territoire géographiquement restreint. La qualité biologique ou le degré de pollution d'une eau dans laquelle des effluents d'origine humaine sont déversés doivent donc s'apprécier par rapport aux qualités naturelles de cette eau. Cela implique notamment que, sur le plan strictement



biologique, on est obligé de considérer, comme nous l'avons fait, de manière beaucoup plus différentielle, la notion de pollution.

La nécessité de systèmes de référence a été prônée à plusieurs reprises notamment au cours du Symposium organisé par les Communautés européennes à Luxembourg sur le thème "Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocenoses" (e.a. Verneaux, 1976; Descy, 1976), mais ces motions n'ont guère abouti à des résultats concrets sur le plan législatif.

## 6.2. Référence à une typologie chimique

### 6.2.1. Types chimiques naturels

La détermination de types chimiques naturels est un problème fondamental sur lequel plusieurs chercheurs belges se sont penchés. Déjà H. Kufferath (1914) pressentait l'intérêt d'analyser les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux en relation avec leur substrat géologique. Une des premières contributions effectives à la typologie des eaux de surface est la subdivision en districts d'après le pH, proposée par van Oye (1939). Sur une base entièrement théorique, J. Kufferath (1951) classait les eaux en fonction des proportions relatives des principaux ions. Son système n'a pas trouvé d'écho, mais la représentation graphique qu'il y associait, sous forme de diagrammes ioniques, a eu plus de succès.

Les véritables fondements de la typologie de nos rivières ont été élaborés par Symoens (1957) sur les eaux douces de l'Ardenne et des régions voisines.

Il distingue trois types principaux:

- le type condrusien, fréquent en Lorraine et dans la région calcaire mosane, caractérisé par une forte prédominance des ions  $\text{Ca}^{++}$  et  $\text{HCO}_3^-$ , une teneur élevée en sels minéraux et un pH alcalin,
- le type ardennais, représenté par de nombreux cours d'eaux sur les terrains dévonien ou cambrien du massif Ardennais, avec des eaux isovalentes, une teneur faible en sels minéraux et un pH proche de la neutralité,
- le type fagnard, représenté par les eaux extrêmement peu minéralisées des tourbières des hauts plateaux ardennais, avec un pH très bas et très instable.

Il décrit aussi un type intermédiaire famennien, dont les caractéristiques sont intermédiaires entre celles des eaux du type ardennais et celles du type condrusien.

Descy & Empain (1981) ont revu cette typologie dans les eaux courantes du bassin wallon de la Meuse, c'est-à-dire dans un territoire équivalent à celui prospecté par Symoens (1957) et ont défini 5 types en fonction de l'alcalinité:

- type 1 (0-5 ppm  $\text{CaCO}_3$ ), eaux acides de tourbières (type "fagnard" de Symoens),
- type 2 (6-20 ppm  $\text{CaCO}_3$ ), eaux "ardennaises" pauvres,
- type 3 (15-50 ppm  $\text{CaCO}_3$ ), eaux "ardennaises" riches,

- type 4 (51-110 ppm  $\text{CaCO}_3$ , eaux calcaires pauvres,
- type 5 (130-265 ppm  $\text{CaCO}_3$ , eaux calcaires riches.

Cette classification, établie à partir de la distribution des valeurs moyennes d'un seul paramètre, a été complétée par la définition statistique de normes typologiques pour les autres paramètres. Descy & Empain (1981) considèrent qu'il y a pollution lorsque la valeur observée d'un paramètre dans une rivière est supérieure à la valeur moyenne plus quatre fois l'écart-type, calculés sur l'ensemble des stations saines de son type.

Leclercq (1984) a élaboré une typologie plus fine pour le nord du massif Ardennais. Quelque 70 stations, situées avec certitude à l'abri de tout effluent humain, de préférence en milieu forestier ou inculte, ont été régulièrement prospectées de 1976 à 1978, quinze de ces stations ont été suivies mensuellement en 1977 et/ou 1978. Des analyses de variance réalisées sur les principaux paramètres mesurés ont permis de définir des groupes de stations, séparés par des contrastes à un seuil élevé de signification, et des classes de valeur des paramètres. Il a construit ainsi une grille de détermination typologique de 11 types chimiques en fonction des valeurs moyennes et extrêmes de 13 paramètres, parmi lesquels le pH et l'alcalinité occupent une place prépondérante (tabl. 10), tandis que d'autres éléments comme les phosphates, l'ammoniaque et les nitrites sont toujours absents en milieu non pollué.

Les types 1 à 3 rassemblent les eaux acides, issues des tourbières du Cambro-Ordovicien. Les types 4 à 7 sont des intermédiaires, correspondant à des situations géologiques et pédologiques de transition (passage du Cambro-Ordovicien à l'Eodévonien, sources seules en milieu tourbeux), instables sur le plan physico-chimique. Les types 8 à 11 groupent les eaux neutres coulant sur Eodévonien, très pauvres ou avec une teneur modérée en sels minéraux.

Les types chimiques naturels des rivières du nord du massif Ardennais définis par Leclercq (1984) montrent une très bonne corrélation avec le substrat géologique des rivières, mais trois restrictions doivent toutefois être faites en ce qui concerne la généralisation de cette typologie à des rivières coulant dans d'autres régions d'Europe sur des substrats identiques.

- 1° Meybeck (1983) a montré que les chlorures étaient pratiquement absents des eaux naturelles d'origine profonde, mais sont apportés de la mer par les précipitations. La teneur en chlorures, liée à la distance à la mer, lui permet donc de calculer des coefficients de correction pour obtenir les teneurs ioniques (sodium, calcium et magnésium) provenant de la dissolution des roches exclusivement. Des échantillonnages effectués dans des rivières traversant des massifs siliceux en Bretagne (Schumacker & al., 1981) et dans le massif Central (Ardèche, Haute-Loire, Puy-de-Dôme, Cantal) (Fabri & Schumacker, données inédites) confirment cette théorie: les rivières de Bretagne situées à faible distance de la mer, sont nettement plus riches en chlorures que les rivières ardennaises, elles-mêmes plus riches que celles du massif Central.

- 2° Ces types chimiques considérés comme naturels ne le sont déjà plus, car ils sont soumis aux retombées de la pollution atmosphérique, amenées par les eaux météoriques. Nous ne disposons que de données très fragmentaires sur ce problème: analyses des précipitations au Mont-Rigi (Leclercq & Fabri, données inédites), données de Buldgen (1983) dans l'Hertogenwald, données de Schumacker & Petit (1984) dans la région de Spa; mais ces quelques chiffres nous incitent à considérer ce problème avec circonspection.

En effet, si la majorité des pluies sont acides et riches en sulfates, il en est d'autres nettement alcalines, riches en calcium et en nitrates. En l'absence d'une étude approfondie de ce problème, on ne peut donc conclure, comme le font van Dam & al. (1981), à une acidification généralisée des eaux de surface. Par ailleurs, toute modification du pH des eaux météoriques modifie sensiblement leur capacité d'action géochimique sur les roches (Urbain, 1934) et, par conséquent, les quantités absolues et relatives d'ions dont elles peuvent se charger. C'est là un effet secondaire non négligeable de la pollution atmosphérique.

- 3° Seuls des ruisseaux ou rivières situés en domaine forestier et espaces subnaturels et semi-naturels non amendés, sans implantation humaine ou rejet d'activité humaine peuvent être considérés comme intacts. Cependant, en Ardenne, le remplacement de plus en plus marqué des forêts feuillues subnaturelles ou secondaires par des monocultures de résineux est susceptible d'entraîner une modification des types naturels. Buldgen (1983) a montré que les pluvioléssivats s'enrichissaient proportionnellement plus en sulfates, nitrates et ammoniacque sous épicéa que sous hêtre et que les concentrations en calcium, magnésium, sodium et fer étaient étroitement liées aux concentrations de nitrates et de sulfates au sein des pluvioléssivats, et donc plus importantes aussi sous épicéa.

#### 6.2.2. Types chimiques présumés et types apparents

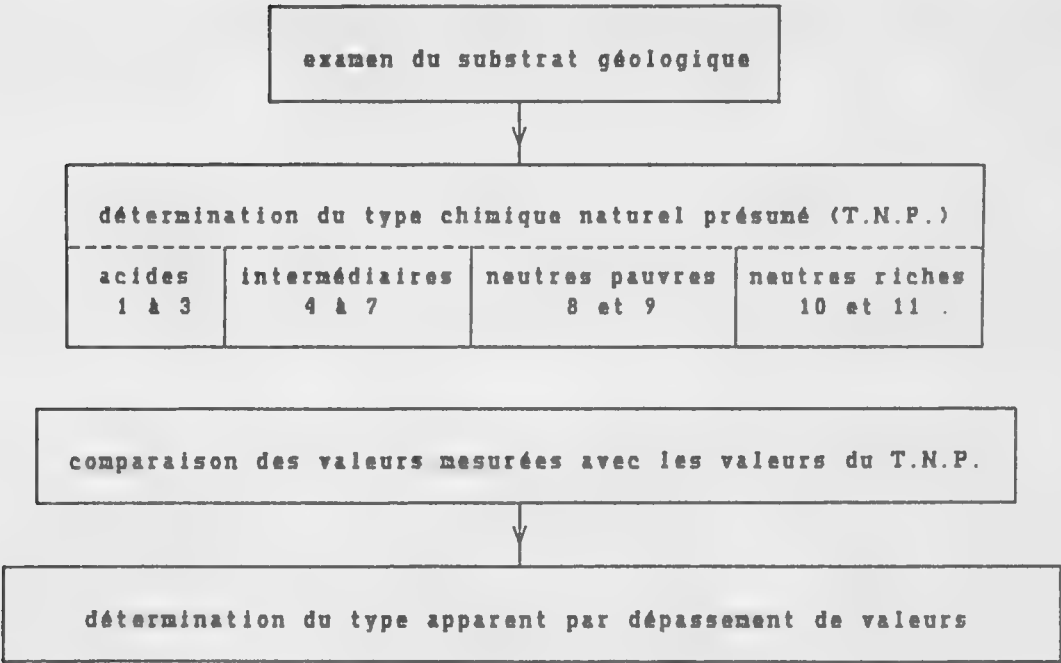
Le travail de Leclercq (1984) nous a fourni une typologie de référence des rivières du nord du massif Ardennais. Il constitue donc, à l'échelon régional, un outil précieux pour détecter toute pollution, si minime soit-elle.

A partir des valeurs moyennes des analyses effectuées de 1976 à 1978 dans quelque 70 stations distribuées sur les principales rivières du nord de l'Ardenne en milieu rural, nous avons déterminé sur base du substrat géologique et par comparaison avec les stations de référence de Leclercq (1984), le type chimique naturel présumé de chaque station (tabl. 11 à 15). La valeur moyenne des principaux paramètres mesurés a ensuite été comparée à la valeur moyenne et aux valeurs extrêmes définies dans le type naturel correspondant (tabl. 53).

Nous avons ainsi détecté des dépassements de valeur, résultant de pollutions, qui provoquent le glissement du type naturel présumé vers un type apparent qui ne concorde plus avec le substrat géologique de la rivière concernée (tabl. 17).

Tableau 53

Schéma de l'évaluation de la pollution  
par référence à des types chimiques naturels



	<div>pollution faible eutrophication</div>	<div>pollution forte</div>
type naturel présumé	type apparent	type apparent
acides 1 à 3	intermédiaires 4 à 7	neutres pauvres 8 et 9
intermédiaires 4 à 7	neutres pauvres 8 et 9	neutres riches 10 et 11
neutres pauvres 8 et 9	neutres riches 10 et 11	calcaires 12
neutres riches 10 et 11	neutres riches 10 et 11	calcaires 12

En milieu agricole, dans des rivières traversant des prairies amendées, mais ne recevant pas, ou seulement très peu, d'effluents domestiques, la pollution se traduit principalement par une eutrophication du milieu, avec un accroissement du pH et de la teneur en sels minéraux, notamment en nitrates, et donc par un glissement des types naturels présumés très pauvres, vers les types apparents de pH plus élevé et plus minéralisés. Habituellement, la teneur en phosphates reste nulle ou très basse.

Ces pollutions, peu apparentes puisqu'elles aboutissent à l'instauration dans un biotope donné de caractéristiques physico-chimiques similaires aux caractéristiques d'un autre biotope naturel, ne sont classiquement pas considérées comme telles, car elles ne provoquent aucun désagrément immédiat, tel que turbidité, odeur nauséabonde ou formation de mousse, et sont sans conséquence sur l'économie et la santé publique.

Cette forme de pollution, quasi généralisée en Ardenne, même en milieu rural relativement peu peuplé, comme dans le bassin de l'Our, est pourtant très grave sur le plan fondamental de la conservation des biotopes naturels, puisqu'elle aboutit, par eutrophication progressive des rivières les plus pauvres et les plus sensibles, à une banalisation des milieux naturellement très diversifiés.

En cas de pollution organique due à des apports d'eaux usées domestiques ou industrielles, on observe généralement des teneurs plus ou moins élevées en phosphates et, dans les situations les plus graves, un important déficit de saturation en oxygène et la présence d'ammoniaque et/ou de nitrites. Ces fortes pollutions provoquent le dépassement des valeurs de pH et d'alcalinité au-delà des seuils définis par Leclercq (1984) pour les types naturels des rivières du nord du massif Ardennais, et donc un glissement vers les eaux de type famennien ou condrusien dans le système de Synoens (1957) ou les types chimiques 4 et 5 (types calcaires) de Descy & Empain (1981).

Ces points noirs de la qualité des eaux de surface en Ardenne sont fréquents dans le bassin de l'Amblève, en particulier dans le sous-bassin de la Warche, plus rares dans les bassins de la Vesdre et de l'Our, et exceptionnels dans le bassin de la Roer.

Parmi les stations les plus polluées, nous retiendrons le Prümrbach en aval de Sankt-Vith (st. 103), l'Ulf en aval du Prümrbach (st. 104), la Warche en aval de Büllingen (st. 70) et en aval de Malmedy (st. 85), l'Amblève en aval du confluent avec la Warche (st. 126 et 127), la Warchenne dès l'aval de Waimes (st. 82 et 83), le Rohon à la sortie de Francorchamps (st. 131), le Deich en aval de Manderfeld (st. 164), la Schwalm à Monschau (st. 46), le Wayai en aval de Spa (st. 62) et la Sawe aux fermes de la Propriété terrienne à Jalhay (st. 142).

La référence à des types naturels spécifiques nous a permis aussi de détecter des pollutions minérales peu évidentes a priori, il s'agit de la contamination de rivières acides, naturellement très pauvres en calcium et en sodium (Tros-Marêts et Getzbach), par les sels de déneigement épandus en hiver sur les routes.

Cette dernière constatation renforce la nécessité d'adopter des normes de rejet différenciées en fonction du type naturel du milieu récepteur.

C'est ainsi que dans le cadre de l'étude écologique de la liaison autoroutière Verviers-Steinebrück, nous avons demandé que les eaux collectées sur la chaussée de l'autoroute ne soient pas déversées dans des rivières acides et oligo-dystrophes comme le Roba, le Hockai ou l'Eau-Rouge, mais dans les eaux neutres plus riches (et de plus déjà polluées !) de l'Amblève, de la Warche ou du ru Stave (Fabri & al., 1978 et 1979), quoique les concentrations en sels mesurées à l'exutoire des bassins d'orage et de décantation (Fabri, données inédites) soient nettement inférieures aux normes légalement admises et aux seuils de vitalité de plusieurs espèces de poissons et invertébrés (Timmermans, 1975).



### 6.3. Evaluation biologique de la qualité des eaux

#### 6.3.1. Définition de types naturels

##### 6.3.1.1. Associations de diatomées (Symoens, 1957)

La description des végétations algales naturelles d'eaux courantes en Ardenne a été faite d'une manière systématique par Symoens (1957) qui a décrit ou reconnu diverses associations algales parallèlement aux types chimiques définis ci-dessus. Nous pouvons prendre ce travail comme base de la typologie biologique, car les contributions plus anciennes sont soit axées sur la floristique (Pero, 1894; Kufferath, 1914), soit extrêmement locales (Conrad, 1942).

Symoens (1957) distingue essentiellement cinq associations de diatomées dans les rivières de l'Ardenne et des régions voisines: 1' Eunotietum exiguæ - Pinnularietum subcapitatae, dans les eaux de type fagnard, le Diatometum hiemalis - Meridionetum circularis, dans les eaux de type ardennais, le Cymbelletum ventricosae, le Naviculetum viridulae et le Diatometum vulgaris - Melosiretum variantis dans les eaux, plus riches en calcaire, des types famennien et condrusien.

Nous avons antérieurement rapporté à plusieurs reprises des végétations de diatomées des rivières de haute Ardenne aux deux premières de ces associations (Fabri & Leclercq, 1977 et 1979; Fabri, 1977; Leclercq & Fabri, 1982), en mettant toutefois en évidence certaines divergences entre les peuplements observés et les associations décrites par Symoens.

##### 6.3.1.2. Biotypes (Leclercq, 1976; Descy, 1979)

Leclercq (1976) a ébauché une classification en 5 biotypes sur base des groupes d'espèces mis en évidence par une analyse factorielle des correspondances portant sur une première série de récoltes effectuées en Ardenne. Ces biotypes correspondent pro parte aux associations de Symoens, entre lesquelles Leclercq distingue des intermédiaires, en particulier un biotype 2 entre les végétations des rivières fagnardes, dominées par Eunotia exigua, et des rivières ardennaises à Diatoma hiemale var. mesodon e.a.

Cette classification a été développée par Descy (1977) à partir d'un échantillonnage plus large sur le bassin de la Meuse. Une approche statistique multivariée lui permet de définir 5 groupes d'espèces associées à des types chimiques distincts (tabl. 54). Il précise que ces groupes montrent une amplitude écologique variable et que les taxons cités ne sont pas limités à un seul type d'eau, mais que la place d'un taxon dépend de son optimum de développement. Selon lui, les espèces des biotypes 1 (eaux acides, dystrophes, pauvres en sels minéraux) et 5 (eaux alcalines, eutrophes, riches en sels minéraux) sont généralement restreintes aux types d'eau correspondants, tandis que les taxons des autres biotypes, en particulier du biotype 4 (eaux neutres ou faiblement alcalines, eutrophisées ou intermédiaires entre les types neutre et alcalin) ont une amplitude écologique plus grande.



Leclercq (1984) discute la définition des biotypes de Descy et en conclut que:

- 1° la sélection des espèces caractéristiques des 5 biotypes n'est pas optimale eu égard aux observations effectuées dans le nord de l'Ardenne;
- 2° un certain nombre de taxons caractéristiques des milieux non pollués ne sont pas pris en considération;
- 3° à plusieurs taxons sont vraisemblablement liés des problèmes taxonomiques pouvant fausser l'interprétation des résultats.

Une autre objection à la description de ces biotypes dits naturels est que le biotype 4 contient par définition des milieux eutrophisés, c'est-à-dire faiblement pollués au sens de Descy, et ne correspond donc pas strictement à un milieu naturel.

#### 6.3.1.3. Assemblages de diatomées (Leclercq, 1984)

A partir des peuplements diatomiques moyens observés de 1976 à 1978 dans les 70 stations de référence prospectées dans le nord du massif Ardennais, Leclercq (1984) a défini 8 variantes (et 2 faciès) de végétations de diatomées, à l'aide d'une analyse en composantes principales et de clusters de stations et de taxons.

Il groupe ces 8 variantes en trois assemblages.

Le premier assemblage, identifié à l' Eunotiето exiguae - Pinnulariетun subcapitatae, comprend les variantes I.1 à I.5 (incl. faciès I.2) et II.6, essentiellement constituées d'espèces acidophiles et habituellement nettement dominées par Eunotia exigua. Ces 5 variantes se distinguent les unes des autres par le ou les taxons codominants (E. rhomboidea, E. curvata, Achnanthes austriaca var. helvetica) et par la présence éventuelle de quelques taxons plus neutrophiles comme Achnanthes minutissima, qui peuvent devenir dominants dans la variante II.6.

Les variantes du deuxième assemblage (II.7, II.8 et III.9) contiennent de moins en moins de taxons acidophiles et s'enrichissent en neutrophiles. Les végétations de diatomées y sont progressivement dominées par A. minutissima et Fragilaria capucina. Leclercq (1984) les groupe en un assemblage à Fragilaria capucina var. lanceolata et à Eunotia pectinalis var. minor.

Enfin, le faciès III.10 est très nettement neutrophile. Leclercq (1984) l'identifie au Diatometo hiemalis - Meridionetum circularis.

Parmi ces 8 variantes et 2 faciès, la variante II.6 et le faciès III.10 se situent à la limite des conditions naturelles, on y voit en effet apparaître un certain nombre de taxons plus ou moins saprophiles.

#### 6.3.2. Reconnaissance des assemblages naturels

##### 6.3.2.1. Examen d'un tableau synthétique

Afin de reconnaître les assemblages originaux, définis par Leclercq (1984), présents dans les rivières plus ou moins polluées que nous avons

prospectées, nous avons construit un tableau synthétique (tabl. 44) donnant, pour les stations de référence de Leclercq et pour nos stations polluées, l'abondance moyenne en classe des 70 taxons les plus fréquents et les plus abondants dans les rivières du nord du massif Ardennais. Après classement de ce tableau selon la méthode phytosociologique traditionnelle, nous y avons délimité trois groupes de taxons et quatre blocs de stations, subdivisés en sous-blocs (A1 à A3, B1 et B2, C1 à C3, D1 à D5).

Le groupe 1 rassemble des taxons acidobiontes ou acidophiles, dystrophes à oligo-dystrophes, la plupart saprophobes, qui représentent l'essentiel, voire la totalité, de la végétation de diatomées des stations du bloc A et sont pratiquement absents du bloc D. Le groupe 2 est constitué de taxons faiblement acidophiles à neutrophiles, oligotrophes, certains nettement saprophobes, les autres saproxènes ou indifférents. Ce sont globalement les mieux représentés dans les rivières du nord du massif Ardennais, surtout dans les stations des blocs B et C. Le groupe 3 comprend des taxons neutrophiles à alcaliphiles, oligotrophes à oligo-mésotrophes, indifférents à la pollution ou saprophiles, fréquents dans les stations des blocs C et D.

Les assemblages du bloc A sont les plus pauvres floristiquement. On y reconnaît les variantes I.1 et I.3 dans le sous-bloc A1, le faciès I.2 et la variante I.4 dans le sous-bloc A2 et la variante I.5 dans le sous-bloc A3. A côté des stations de référence, quelques stations faiblement polluées montrent des assemblages similaires. Par analogie aux stations de référence les plus proches dans les mêmes bassins, on y décèle un glissement de la variante I.1 vers la variante I.3 et des variantes I.1 et I.3 vers le faciès I.2 et la variante I.4.

Le peuplement de diatomées des stations du bloc B est composé en majeure partie de taxons du groupe 2, les taxons du groupe 1 y sont encore fréquents, ceux du groupe 3 sont relativement rares. Aucune station polluée ne se classe dans ce bloc; les variantes correspondantes (II.7, II.8 et III.9) peuvent donc être considérées comme assez caractéristiques des milieux naturels.

Les taxons des trois groupes sont simultanément présents dans les stations du bloc C qui montrent par conséquent la richesse floristique la plus importante. Dans tous les cas, des taxons saprophiles sont présents. La variante II.6 caractérise plusieurs stations du sous-bloc C1 et les stations où Leclercq (1984) a défini le faciès III.10 se rassemblent dans le sous-bloc C2. Dans les autres stations de ces deux sous-blocs et dans le sous-bloc C3, l'examen du peuplement moyen de diatomées ne permet pas de reconnaître un des assemblages de Leclercq.

C'est dans le bloc D que les taxons du groupe 3, notamment les taxons saprophiles, deviennent les plus abondants. De manière concomitante, les taxons du groupe 1 et les taxons les plus sensibles à la pollution et les plus oligotrophes du groupe 2 y sont rares. Aucun assemblage naturel ne peut y être identifié, malgré la présence, dans le sous-bloc D1, de deux stations où Leclercq détermine la variante III.9.

#### 6.3.2.2. Etude des relevés des stations polluées

Dans une seconde phase, nous avons reclassé en trois tableaux les relevés effectués dans les stations des blocs C et D.

Les sous-blocs C1 et C2 ont été séparés du sous-bloc C3, car ils sont constitués pour moitié de stations de référence. Le classement des relevés des stations de ces premiers sous-blocs montre que:

- les relevés peuvent être répartis en trois ensembles analogues aux blocs A, B1 et B2 du tableau synthétique, d'après la fréquence des taxons des groupes 1 et 2;
- dans chacun des ensembles ainsi définis, un certain nombre de relevés s'identifient aux assemblages naturels de Leclercq;
- la prolifération de taxons euryèces du groupe 2, l'apparition de Navicula minima et de taxons indifférents ou faiblement saprophiles du groupe 3, puis de taxons nettement saprophiles ou saprobiontes correspond à une pollution croissante;
- les relevés d'une même station peuvent passer d'un sous-bloc à l'autre selon leur niveau de pollution;
- la variante II.6 tel qu'elle est définie par Leclercq correspond effectivement à un faciès d'altération à Navicula minima d'une variante naturelle très instable, intermédiaire entre les variantes I.5 et II.7.

Le classement des relevés du sous-bloc C3 fait apparaître deux ensembles de relevés analogues aux blocs B1 et B2 du tableau synthétique. Ils s'en distinguent toutefois par la régression des taxons du groupe 1 dans le bloc C3/B1 et du groupe 2 dans le bloc C3/B2, et par la fréquence plus importante des taxons du groupe 3. La prolifération de divers taxons saprophiles ou saprobiontes dénote une pollution croissante: Navicula minima est omniprésent, après lui, N. saprophila et N. pernitis sont les premiers à se développer, viennent ensuite N. twymaniana et Nitzschia palea et, enfin, Navicula frugalis dans les cas les plus graves.

Les stations du sous-bloc D5 ont été séparées des autres stations du bloc D, car elles correspondent à des assemblages de diatomées des milieux calcaires, exceptionnels en Ardenne, non étudiés par Leclercq.

Le classement des relevés des sous-blocs D1 à D4 met en évidence deux ensembles de relevés qui se distinguent par la fréquence des taxons du groupe 2: dans les relevés les plus pollués (D/B3), les taxons du groupe 2 les plus sensibles à la pollution deviennent en effet très rares. Les taxons indifférents du groupe 3 sont toujours fréquents et un gradient de pollution croissante se marque de part et d'autre par l'apparition successive des taxons saprophiles et saprobiontes énumérés ci-dessus. Le développement de Navicula accomoda dans le sous-bloc D/B3 correspond à une pollution maximale.

### 6.3.3. Bio-indicateurs de pollution

Nous avons déjà évoqué lors de l'examen des spectres auto-écologiques (chap. 4) diverses méthodes d'évaluation de la qualité des eaux par les diatomées, méthodes basées sur l'attribution à un certain nombre d'espèces d'un indice saprobique ou de polluosensibilité, assorti éventuellement d'une valeur indicatrice, qui permet de déterminer un niveau saprobique ou de calculer un indice global de qualité.

Citons seulement pour mémoire les saprobies (Kolkwitz & Marsson, 1908), encore utilisées fréquemment, les systèmes qui en dérivent, e.a. la valence saprobique de Zelinka & Marvan (1961), et l'index saprobique de

Sládeček (1973).

A ces méthodes élaborées sur une base plutôt théorique et qui se veulent pratiquement universelles, but vain selon nous, nous avons préféré trois méthodes récentes, mises au point à partir de résultats concrets, dans un contexte régional, ce sont les groupes et les sous-groupes de Coste (1974), les espèces différentielles de Lange-Bertalot (1978 et 1979b) et l'indice diatomique de Descy (1979).

D'autres méthodes, que nous n'envisagerons pas ici, se basent sur la structure des communautés (Patrick, 1964) ou sur le calcul d'indices de diversité (Archibald, 1972), postulant a priori que la diversité est maximale en l'absence de pollution. Ces méthodes, qui ne tiennent nullement compte de l'écologie des taxons présents, sont très discutables (Descy, 1979).

#### 6.3.3.1. Groupes et sous-groupes de Coste (1974)

Nous n'avons pas mentionné la méthode de Coste (1974) précédemment, car elle ne fait pas directement appel à l'auto-écologie des espèces, mais à la reconnaissance des groupes et de sous-groupes de taxons dont la position dans un tableau à double entrée détermine l'attribution d'un indice biotique.

Contrairement à la plupart des autres méthodes, il ne s'agit pas de calculer un indice global à partir d'indices spécifiques, mais de reconnaître des groupements d'espèces, définis à l'origine par une analyse des correspondances et dont la succession exprime un gradient de pollution croissante. Cette méthode mise au point sur la Seine a été éprouvée avec succès par Descy (1975) sur la Meuse, la Sambre et la Somme.

Leclercq (1976) l'a testée sur une partie de nos échantillons, il en conclut, à juste titre, qu'elle est inapplicable en haute Ardenne. En effet, la majorité des taxons auxquels elle fait appel sont des espèces neutrophiles à alcaliphiles, plus ou moins calciphiles et mésotrophes à eutrophes, très peu représentées dans les rivières du nord de l'Ardenne. Parmi les 20 espèces utilisées pour définir les groupes, deux espèces sont absentes et trois ne sont présentes que dans moins de 10 % de nos échantillons. Au niveau des sous-groupes, 15 des 35 espèces retenues par Coste n'ont jamais été observées dans nos récoltes d'Ardenne et 8 espèces ont été trouvées dans moins de 10 % des échantillons, de manière occasionnelle la plupart du temps. Plus de la moitié des taxons du tableau original (28 taxons sur 55) sont donc très rares ou absents dans les rivières du nord du massif Ardennais. Par conséquent, il est clair que cette méthode élaborée à partir d'un biotope fluvial, mésotrophe à eutrophe, riche en calcaire, ne s'applique pas aux rivières et ruisseaux ardennais, naturellement oligotrophes et très pauvres en calcaire.

#### 6.3.3.2. Espèces différentielles (Lange-Bertalot, 1978, 1979a et b)

Lange-Bertalot & Bonik (1976) ont mis en évidence une association d'espèces caractéristiques des eaux très polluées, qu'ils considéraient comme différentielles entre les niveaux alpha-mésosaprobies et polysaprobies. Cette association comprend essentiellement divers petits Navicula (e.a. N. atomus, N. minima, N. permitis, N. frugalis, N. twymaniana, N. saprophila).

Les auteurs précisent que toutes ces espèces n'indiquent pas le même niveau de pollution, certaines, comme N. frugalis, étant manifestement plus résistantes que les autres, et qu'elles ne sont pas restreintes aux eaux polluées, mais s'observent de manière plus sporadique en l'absence de pollution. Dans le Main, l'association atteint un développement optimal dans des conditions d'alpha-mésosaprobie et régresse, jusqu'à disparaître, lorsque la pollution s'accroît.

Suite à d'autres observations portant sur le Main principalement, Lange-Bertalot (1979) a dressé une liste de taxons différentiels des principaux niveaux saprobiques (cf. chap. 4) (tabl. 54). Il précise que des taxons du groupe 1, où il rassemble e.a. Gomphonema parvulum, Navicula accomoda, N. goeppertiana, Nitzschia gandersheimiensis, N. palea, Synedra ulna et les espèces de l'association à Navicula permitis précédemment décrite, qui sont les taxons les plus tolérants vis-à-vis de la pollution, peuvent aussi être présents, mais pas dominants, dans de meilleures conditions.

Ces taxons ne peuvent donc pas être utilisés seuls comme espèces différentielles, leur simple occurrence ne peut indiquer un niveau déterminé, tant que l'on n'a pas contrôlé si des taxons sensibles sont effectivement représentés dans le peuplement par plus de quelques individus.

Les espèces de l'association à Navicula permitis et d'autres espèces du groupe 1 sont très communes dans les rivières plus ou moins polluées du nord du massif Ardennais, mais les taxons moins résistants du groupe 2 et les taxons assez sensibles du groupe 3 sont relativement rares. Ici, comme dans le système de Coste, on constate que la liste des taxons les plus sensibles est pratiquement restreinte à des espèces neutrophiles à alcaliphiles, plus ou moins calciphiles, mésotrophes à eutrophes, fréquentes dans de grands fleuves comme le Main ou le Rhin, mais très rares en Ardenne. Lange-Bertalot (1979) considère que tous les autres taxons qu'il ne cite pas sont caractéristiques des eaux non polluées. A priori, cette position ne nous semble pas tout à fait justifiée, car divers taxons acidophiles à neutrophiles et oligotrophes, fréquents et abondants en Ardenne dans des eaux faiblement polluées, ne sont pas pris en considération, compte tenu de leur absence ou de leur rareté dans le Main.

Une estimation de la qualité des eaux des rivières ardennaises, par le biais des espèces différentielles de Lange-Bertalot risque donc de donner une image trop pessimiste de la situation, puisque plusieurs représentants du groupe 1 sont localement abondants, en l'absence des groupes 2 et 3. De même, dans de nombreux échantillons d'eau acide en présence d'une faible pollution, ce système ne permet pas toujours d'estimer la qualité des eaux, car l'essentiel du peuplement de diatomées est constitué de taxons qui n'appartiennent à aucun des groupes différentiels.

#### 6.3.3.3. Indice diatomique de Descy (1979)

A partir d'un échantillonnage portant sur quelque 70 stations du bassin de l'Ourthe, et de données antérieures sur la Meuse, la Sambre et la Semois, Descy (1979) a attribué un indice de polluosensibilité et une valeur indicatrice à une centaine de taxons (tabl. 54), à partir desquels il calcule un indice diatomique à l'image de la méthode de Zelinka & Marvan (1961) reprise par Sládeček (1973).

La liste des taxons utilisés montre une certaine similitude avec la liste floristique dressée dans le nord du massif Ardennais, mais plusieurs taxons très communs dans nos échantillons n'y figurent pas; ce sont aussi bien des espèces nettement saprophobes, comme Achnanthes austriaca var. helvetica, Eunotia rhomboidea ou Gomphonema clevei, que des espèces saprophiles, comme Navicula saprophila, N. minima, N. permitis, N. twymanniana ou saprobiontes comme N. frugalis ou Nitzschia pusilla - N.B. E. rhomboidea correspond sans doute au taxon identifié comme E. veneris par Descy et Achnanthes austriaca var. helvetica à Navicula rotaeana, cf. Leclercq, 1984 -.

Le calcul de l'indice diatomique risque donc d'aboutir, suivant les cas, à une sous-estimation ou à une surestimation de la qualité des eaux, puisque plusieurs taxons, très fréquents et parfois très abondants, dont l'étude auto-écologique (chap. 4) a montré la sensibilité ou la résistance à la pollution, n'entrent pas en ligne de compte.

D'autre part, Descy (1979) souligne la nécessité de distinguer les variations liées à des facteurs naturels, comme le changement de substrat géologique, de celles causées par la pollution. C'est dans ce sens qu'il a défini les 5 biotypes évoqués ci-dessus, mais il affecte pourtant les mêmes indices de polluosensibilité et la même valeur indicatrice aux divers taxons, quel que soit le type originel de la rivière considérée.

#### 6.3 3.4. Définition de groupes de sensibilité

L'examen des spectres auto-écologiques des taxons les plus fréquents et les plus abondants dans le nord de l'Ardenne nous a permis d'apprécier leur comportement vis-à-vis des différents paramètres caractérisant les eaux naturelles et polluées.

Nous avons défini de la sorte des groupes de sensibilité au pH, à la salinité des eaux, au niveau trophique et à la pollution organique des eaux. La plupart des paramètres pouvant montrer des modifications en présence de pollution, c'est le comportement auto-écologique global de diatomées qui doit être pris en considération pour une évaluation biologique de la pollution et pas seulement leur sensibilité à la pollution organique.

Les eaux courantes du nord du massif Ardennais sont naturellement acides à neutres, peu minéralisées, dystrophes à oligo-mésotrophes, elles hébergent en l'absence de pollution une végétation adaptée à leurs propriétés naturelles, c'est-à-dire que les taxons alcaliphiles, halophiles, mésotrophes à eutrophes y sont exceptionnels et que la présence, en un endroit donné, de plusieurs de ces taxons en plus ou moins grand nombre révèle une altération du milieu, même si ces taxons ne peuvent être considérés comme saprophiles au sens strict.

Après examen de la sensibilité des diatomées aux phosphates, à l'ammoniaque et aux nitrites, nous les avons réparties en saprophobes, saproxènes, indifférentes, saprophiles et saprobiontes. Leur réaction au déficit de saturation en oxygène permet de subdiviser les deux dernières catégories en poly-oxybiontes, méso-oxybiontes et oligo-oxybiontes, tandis que les taxons des trois premiers groupes sont tous polyoxybiontes. Nous avons montré que les catégories définies sur base de la sensibilité aux paramètres directement liés à la pollution organique concordaient relativement bien avec les groupes obtenus en considérant le pH, la salinité et le niveau trophique.

Tableau 54

Biotypes (B), indices de polluosensibilité (I) et valeurs indicatrices (V) (Descy, 1979).

Groupes d'espèces différentielles (D) (Lange-Bertalot, 1979).

Groupes de sensibilité à la pollution (G) (cf. tabl. 40, p. 122).

n°	taxon	B	I	V	D	G	n°	taxon	B	I	V	D	G	n°	taxon	B	I	V	D	G
6	A CONS	5	3				134	FRA VA	4	1	2A	4		236	NA RAD	4	3			5
10	A HUNG				2B		136	FRA VI	5	3		5		240	NA RHYN	4	2		3B	4
11	A LANC	3	1		2A	4	140	FRU R				3B	6	242	NA SAPR				1	4
12	A LANC D	3	1				141	FRU R AM	5	3				243	NA SEMI					1
13	A LANC E	3	1				144	FRU R SA	5	3		6		251	NA TRIP	5	5	3	3A	
19	A MINU	3	4	1	3A	5	145	FRU VU	4	2	27	4		253	NA TWYM				1	2
23	AM'PL PE				3B		148	GO ACU	4	2		4		270	NI ACIC	3	2		29	3
29	AMPHO OV	4	2	3A	4		149	GO ACU T	4	2				274	NI ANPH				2	3
30	AMPHO PE	5	5	2	3A	5	150	GO ACU A	4	2				277	NI DISS	4	5	2	3A	4
32	AN SER B	1	5	3		6	151	GO ANG	4	2	3B	5		278	NI FRUS				3A	
36	CA BACI	5	5	3	3A	4	152	GO ANG P	4	2		4		279	NI GAND				1	4
38	CA VEN	5	3				157	GU GRAC	5	3		6		281	NI HANT	3				
40	CA VEN T	5	3			4	158	GU LON	5	3				283	NI HUNG					
42	CO PEOI	5	4	2	3A	2	159	GU LON S	5	3		5		285	NI LINE	4	2		3B	4
43	CU PLA E	4	2			4	161	GU OLIV	5	3		5		286	NI MICR					2B
45	CYC MENE	3	1			3	162	GO PARV	2	1	1	4		287	NI PALEA	1	2	1	2	
48	CYMA LIB				2B		163	GU TRU	4	2	3B	5		288	NI P'CEA	3	2		2A	4
53	CY CIST	4	3		3B		164	GU TRU C	4	2				290	NI RECT	5	2		3B	6
58	CY HET				3A		165	GY ACUM				3B		291	NI ROMA	4	2		3A	3
61	CY LUNA	5	3			6	167	HANN A	4	3		5		292	NI SIGMA					2B
62	CY MIN	4	2		2A	4	168	HANN A A	4	3		4		293	NI S'DEA	5	3		3B	
64	CY NAVI	5	3			5	169	HANT A	3	2		5		294	NI SINU					3B
66	CY PROS	5	2	5			173	MEL ITA	3	2		3		295	NI SOCI					3B
69	CY SINU	4	5	2	3B	4	174	MEL VAR	3	1	2A	3		296	NI TRY D	5	3			
71	CY IUMI	4	3		3A		175	MER CI	5	2		4		297	NI TRY L	5	3		2B	
72	DE TEN C	5	3				177	NA ACCO	1	3	1	1		299	PE FTBU	1	5	3		5
75	DIA HI M	3	5	3		6	181	NA ATOM				1		309	P BREB				1	3
77	DIA TE E				2A	3	185	NA CAP	4	2	2B	3		325	P HILS	5	2			5
78	DIA VUL	5	5	2	2A	3	187	NA CINC				2B	4	346	P SUBC	3	5	2		4
80	DIP DB D	5	3				188	NA COCC	5	3		4		355	RHOI CUR	5	4	2	3A	3
87	E CURV	2	5	3		5	189	NA CON	5	3				368	STA PH					27
89	E DIOO	5	3			4	191	NA CRY	5	2		4		381	SU ANGU				3	2
90	E EXIG	1	5	3		6	193	NA CUSP	3	2	2B			386	SU LIN	2	5	3		
94	E FLEX	5	3			5	201	NA FRUG				1	1	389	SU OVA				2	1
103	E PECT	5	3			5	204	NA GREG				2A	4	396	SY ACUS					29
104	E PECT M	5	2			5	210	NA LANC				2A	4	398	SY FASC					27
105	E PECT U	5	3				213	NA MENI	5	5	2			400	SY PAR					29
106	E PECT V	5	3			6	214	NA MINI				1	3	402	SY PULC					2A
115	E TENE	2	5	3		6	215	NA MINU	3	2	1	4		403	SY ULN	2	1		1	4
116	E TRID P	5	3			6	217	NA GOEP				1		404	SY ULN A	2	1			
124	FRA CAP	3	5	2	3B	6	225	NA PERM				1	3	405	SY ULN I	2	1			
125	FRA CO	4	2		3B		228	NA PL'LA	5	3				406	SY ULN L	2	1			
131	FRA PI	5	3				230	NA PUP	3	2	2B	5		407	SY ULN O	2	1			
133	FRA RUM	4	2			4	234	NA PYGM				2B		409	TAB FLO	2	5	3		5
2	A AUST H					6	138	FRA VI E				4		307	P BORE					4
4	A BIUR					4	147	FRU WEI				5		310	P BREB D					4
14	A LAPI					6	155	GO CLEV				6		316	P DI'ENS					5
16	A LAPP					6	170	HANT A C				5		329	P MAJO					5
18	A MARG					4	171	MEL DIS				3		331	P MESOL					5
20	A MINU J					4	176	MER CI C				5		332	P MICR					5
22	A SAXO					6	179	NA ANGU				5		337	P OBSC					4
31	AN SER					5	197	NA ELG S				5		340	P ABAU					4
33	AN VIT					6	199	NA EXI C				3		343	P SIO'RA					5
35	AST FORM					3	235	NA QUAD				5		348	P SUDE					4
41	CO DISC					4	250	NA TR PA				4		352	P VIRI					4
55	CY GIRO					4	252	NA TRIV				2		353	P VIRI C					4
56	CY HAUC					6	255	NE AFF				5		360	STA AN					4
63	CY PERP					5	259	NE BIS				6		362	STA AN H					5
73	DIA ANC					5	263	NE HERC				5		373	STA TH					4
79	DIP OB					5	271	NI ACID				4		378	SI'US HA					3
96	E RHOM					6	275	NI ARCH				3		380	ST'IS TU					4
107	E PRAE					4	282	NI HOMR				4		382	SU CEL					4
108	E PRAE B					4	289	NI PUSI				2		384	SU DELI					6
109	E PRAE I					4	301	P ACRO				5		390	SU OVA P					6
110	E SEPT					5	304	P APPE I				6		395	SU ROBA					6
122	FRA BIC					4	305	P BICE				5		408	TAB FEN					4
127	FRA CO V					3	306	P BICE M				5								

Nous avons finalement retenu 6 groupes de sensibilité à la pollution numérotés de 1 à 6, des plus résistants aux plus sensibles (tabl. 40 et 54).

Les taxons du groupe 6 montrent l'amplitude écologique la plus étroite, ils ne sont bien représentés que dans les milieux intacts de toute pollution, la plupart dans les eaux acides, oligo-dystrophes.

Le groupe 5 est un peu plus tolérant vis-à-vis de la pollution et exige des conditions trophiques plus favorables. Les taxons de ce groupe sont, à l'état naturel, relativement rares dans les eaux acides et oligo-dystrophes, tandis qu'ils sont plus abondants que ceux du groupe 6 dans les eaux faiblement acides à neutres, oligotrophes.

Le groupe 4 est relativement hétérogène, il rassemble des taxons très euryèces, fréquents dans des conditions physico-chimiques variées, sauf dans des eaux dystrophes ou oligo-dystrophes, dont certains peuvent devenir très abondants en cas de pollution faible ou modérée.

Le groupe 3 est composé de taxons très rares en l'absence de pollution et dont la présence révèle habituellement une nette eutrophication du milieu. Certains de ces taxons sont strictement saprophiles, d'autres sont considérés comme sensibles à la pollution dans les eaux calcaires, mais ce n'est pas le cas dans le nord de l'Ardenne où leur développement est conditionné par la présence d'une certaine pollution qui augmente la salinité et le niveau trophique des eaux.

Dans les groupes 2 et 1, on trouve des taxons qui ne se développent qu'en présence d'une pollution évidente, modérée à forte pour les taxons du groupe 2, très grave pour les deux taxons du groupe 1. Ces deux derniers taxons peuvent encore être distingués en fonction de leur résistance à la pollution, et Navicula accomoda qui ne se développe dans les rivières du nord du massif Ardennais que dans des conditions extrêmes de pollution pourrait être placé dans un groupe 0.

#### 6.3.3.5. Test des différentes méthodes (tabl. 55)

Pour tous les relevés, effectués dans les stations de référence de Leclercq (1984) et dans nos stations polluées, nous avons calculé l'abondance relative des taxons des 5 biotypes de Descy (1979) et l'indice diatomique, à côté duquel nous donnons la somme des abondances relatives intervenant dans le calcul. La troisième partie du tableau donne l'abondance relative des 6 groupes d'espèces différentielles de Lange-Bertalot (1979), la quatrième partie indique l'abondance relative des 6 groupes de sensibilité définis ci-dessus et enfin dans la cinquième partie on trouvera, dans le cas des stations de référence, la mention de la variante à laquelle Leclercq (1984) rapporte le peuplement moyen de diatomées de la station concernée, la variante originelle présumée est mentionnée pour les stations plus ou moins polluées où nous avons pu l'identifier. Le nombre figurant en première colonne est le numéro absolu du relevé; les stations sont données par ordre croissant de numéros (deuxième colonne), les relevés de chaque station sont donnés par ordre chronologique (troisième colonne = année et mois) (ex. 451 106 7610 = relevé n° 451, station 106, octobre 1976).

Nous n'avons pas testé le système de Coste (1974) qui s'est avéré



totalelement inadéquat pour une évaluation de la qualité des eaux en Ardenne.

Dans les stations de référence les plus acides, (st. 6, 9, 12, 23, 29, 30, 33, 35, 38, 39, 43, 61, 75, 93, 94, 95, 96, 129, 133, 138, 139, 140, 143, 145, 148, 150, 153, 160, 162, 168, 173, 175, 176, 252, 253) caractérisées suivant le système de Leclercq par la présence des variantes I.1 à I.5, on constate que:

- les espèces du biotype 1 de Descy dominant accompagnées de quelques individus des biotypes 2 et 3; les biotypes 4 et 5 ne sont jamais représentés;
- l'indice diatomique est toujours supérieur à 4,5 et souvent même égal à 5, reflétant donc bien la qualité optimale des eaux;
- de 70 à 99,9 % des individus présents interviennent dans le calcul de l'indice, sauf dans trois cas où moins de 50 % des individus ont été pris en considération (st. 94/7610 et st. 95/7610 où Eunotia rhomboidea est très abondant; st. 139/7710 où E. rhomboidea et Achnantes austriaca var. helvetica sont très abondants);
- pratiquement aucun des taxons présents ne figure dans les groupes différentiels de Lange-Bertalot;
- en ce qui concerne les groupes de sensibilité définis ci-dessus, les taxons du groupe 6 sont toujours dominants, ceux du groupe 5 sont localement abondants, les groupes 3 et 4 sont très rares et les groupes 1 et 2 absents.

Dans les stations acides plus ou moins polluées, dont les variantes I.1 à I.5 constitueraient la végétation naturelle originelle (st. 1, 2, 4, 22, 25, 27, 28, 159, 131, 132, 134, 141, 142, 149, 156, 187), on note que:

- les taxons des biotypes 1, 2 et 3 de Descy sont présents en proportions très variables;
- l'indice diatomique fluctue entre 3,5 et 5; sauf dans le Rohon (st. 131/7610) où il descend à 1,8 et dans la Saxe (st. 142/7610) où il atteint 2,5;
- cet indice est calculé sur une proportion très variable des individus (de 2,3 à 99,4 %), sans relation avec la valeur de l'indice (I.D. = 4,9 pour 5,4 % des ind.; I.D. = 3,4 pour 2,5 % des ind.; I.D. = 2,5 pour 69,1 % des ind.);
- les taxons des 6 groupes de Lange-Bertalot sont présents eux aussi dans des proportions très variables;
- au sein de nos groupes de sensibilité, le groupe 6 régresse peu à peu au profit des groupes 4 et 5 en cas de pollution faible ou modérée; lorsque la pollution s'accroît, le groupe 3 devient progressivement plus important aussi, dans les cas les plus graves, le groupe 6 disparaît tandis que le groupe 2 apparaît et peut devenir important.

Dans ces stations acides polluées, le biotype de Descy donne une indication erronée du type originel de la rivière, car il ne détecte pas les déplacements montrés ci-dessus. La valeur de l'indice diatomique révèle à quelques exceptions près une pollution faible ou nulle, c'est là une vue apparemment trop optimiste de la situation, car les analyses physico-chimiques et la référence aux types naturels ont montré des altérations parfois très profondes de la qualité des eaux (par ex.: Rohon, st. 131; Eau-Rouge, st. 134; Saxe, st. 142/7707 et 7809; Vesdre, st. 156).

Le système de Lange-Bertalot donne des résultats satisfaisants en ce qui concerne les pollutions fortes ou modérées, mais n'est pas à même de mettre en évidence les relevés d'eaux faiblement polluées, car les espèces

acidophiles à neutrophiles et oligotrophes peu résistantes qui les caractérisent n'interviennent pas dans ce système, où les taxons des groupes 3A et 3B sont surtout neutrophiles à alcaliphiles et mésotrophes à eutrophes.

Les groupes de sensibilité que nous avons définis donnent une image plus réelle de la situation. Ils mettent en évidence la régression des espèces les plus sensibles, oligo-dystrophes, la prolifération des espèces saproxènes et indifférentes à la pollution et, dans les cas les plus graves, des espèces saprophiles à saprobiontes.

Nous avons mis en évidence précédemment des relevés (tabl. 47, col. 35 à 56; st. 40, 59, 63, 122, 130, 144, 145, 170, 176) où la variante II.6, définie par Leclercq (1984) à la limite des conditions naturelles, se trouve sous une forme non polluée. Ces végétations intermédiaires entre les variantes acidophiles I.1 à I.5 et les variantes plus neutrophiles II.7 et II.8, se rapportent indifféremment aux biotypes 1 ou 3 de Descy et les taxons du biotype 2 y sont toujours rares. Ceci confirme l'opinion de Leclercq (1984) qui considère que le biotype 2 ne concorde pas avec les types intermédiaires observés en haute Ardenne. L'indice diatomique calculé sur 45 à 85 % des individus y atteint des valeurs comprises entre 3,8 et 5 et reflète donc relativement bien la qualité des eaux.

Dans ces relevés, d'après le système de Lange-Bertalot, les taxons du groupe différentiel 3A sont abondants avec parfois une forte représentation du groupe 2A, ce qui donne aussi une image correcte de la qualité des eaux.

Le groupe de sensibilité 6 est toujours dominant dans ces stations. En l'absence de pollution, les groupes 4 et 5 sont plus ou moins bien représentés, le groupe 3 est rare et les groupes 1 et 2 absents. En cas de pollution (st. 60, 62, 64, 132, 134, 149, 174), les taxons du groupe 6 régressent et les groupes 3, 4 et 5 deviennent plus importants. Les groupes 2 et 1 n'apparaissent qu'en présence d'une pollution très grave (st. 131).

Dans les stations faiblement acides à neutres, non polluées, où Leclercq reconnaît les variantes II.7, II.8 et III.9 (st. 13, 14, 15, 19, 20, 31, 40, 42, 44, 47, 66, 67, 68, 89, 91, 98, 119, 121, 122, 154, 167, 169, 172, 188, 189, 190, 191), on remarque que:

- les espèces des biotypes 1, 2 et 3 de Descy dominant;
- l'indice diatomique calculé sur une proportion très variable des individus (de 39,7 à 99,2 %) varie de 3,5 à 5,0;
- les taxons des groupes différentiels 3A et 3B très sensibles à la pollution dominant, ils sont souvent accompagnés d'une certaine proportion de taxons très résistants du groupe 1 et parfois de quelques taxons moins résistants du groupe 2A; les taxons des groupes 2B et 2? sont absents ou extrêmement rares.
- les taxons des groupes de sensibilité 1 à 3 sont absents ou très rares, les taxons des groupes 4, 5 et 6 sont abondants, le groupe 5 domine généralement.

D'après leur biotype dans le système de Descy, ces stations seraient des stations intermédiaires fagnardes à ardennaises, dont l'indice diatomique révélerait dans beaucoup de cas une pollution faible ou modérée. Cette sous-estimation de la qualité des eaux est due au fait que diverses espèces sensibles n'entrent pas en ligne de compte pour le calcul de l'indice.

Dans le système de Lange-Bertalot, la présence d'une faible proportion de taxons du groupe 1 ne peut en aucun cas être prise comme un indice de pollution lorsque les taxons très sensibles des groupes 3A et 3B dominent comme c'est le cas la plupart du temps. Dans quelques relevés toutefois le groupe 1 devient dominant, mais ne représente jamais une proportion très importante des individus présents, dont la majorité appartiennent au groupe des espèces caractéristiques des eaux pures non énumérées par Lange-Bertalot..

Nos groupes de sensibilité montrent clairement la dominance des taxons saproxènes (groupe 5), la forte représentation des taxons saprophobes (groupe 6) et des taxons indifférents, oligotrophes (groupe 4) et la rareté des taxons saprophiles et saprobiontes (groupes 1 à 3).

Les relevés des stations où Leclercq définit le faciès III.10 (st. 111, 157, 165) appartiennent au biotype 3 de Descy, les taxons des biotypes 1 et 2 y sont, rares tandis qu'on y observe une faible proportion de taxons des biotypes 4 et 5. L'indice diatomique calculé sur 60 à 95 % des individus est compris entre 3,9 et 4,6. Les espèces du groupe 3A de Lange-Bertalot sont dominantes, souvent accompagnées d'espèces du groupe 1. Dans les groupes de sensibilité, on y note la dominance des groupes 4 et 5 au détriment du groupe 6, moins abondant, le groupe 3 est toujours présent, les groupes 1 et 2 sont très rares.

Dans ce cas, l'indice diatomique reflète assez exactement la situation: il s'agit d'eaux ardennaises très faiblement polluées, cette faible pollution se confirme, tant par les groupes différentiels de Lange-Bertalot que par nos groupes de sensibilité.

Dans les stations faiblement acides à neutres, polluées, dont la végétation originelle de diatomées se rapporte aux variantes II.6, II.7, II.8 et III.9 (st. 41, 45, 46, 56, 65, 69, 70, 71, 72, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 90, 92, 97, 99, 100, 101, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108, 109, 110, 112, 113, 114, 115, 116, 117, 118, 123, 124, 125, 126, 127, 135, 146, 147, 155, 158, 164, 166), on remarque que:

- la représentation des espèces caractéristiques des biotypes de Descy est très irrégulière; les espèces du biotype 3 dominent généralement, leur abondance relative varie de 0 à 95 %; les taxons du biotype 4 sont localement abondants (jusqu'à 25,9 %); ceux du biotype 5 sont habituellement rares ou absents, mais atteignent exceptionnellement 11,3 %; les espèces des biotypes 1 et 2 sont toujours rares;
- l'indice diatomique est compris entre 3 et 4,5, sauf dans le Prümmerbach (st. 103) où il fluctue entre 1,1 et 3,2 et exceptionnellement en octobre 1976 dans l'Ulf (st. 104: I.D. = 2,6) et dans la Warchenne (st. 82: I.D. = 2,3);
- cet indice est calculé sur une proportion très variable des individus (de 4,8 à 98,7 %), sans relation avec la valeur de l'indice;
- les espèces différentielles du groupe 1 de Lange-Bertalot sont souvent dominantes, plus rarement celles du groupe 3A; les espèces des groupes 2A et 3B sont plus ou moins fréquentes;
- dans nos groupes de sensibilité, les espèces des groupes 4 et 5 dominent en présence d'une pollution faible ou modérée, le groupe 6 n'est jamais abondant; une pollution plus grave amène progressivement le développement des taxons des groupes 3, 2 et 1, la régression des groupes 4 et 5 et la disparition du groupe 6.

Dans ces relevés, les biotypes définis par Descy (1979) ne montrent pas exactement le type originel des végétations, puisque des stations considérées comme acides et ardennaises pauvres en l'absence de pollution sont prises comme ardennaises riches en présence d'une pollution. Le glissement des variantes plus ou moins acidophiles II.6, II.7 et II.8 vers la variante plus neutrophile III.9 et son faciès III.10 n'est pas détecté comme le résultat d'une pollution. En ce qui concerne l'indice diatomique, on constate que son amplitude de variations est faible (de 3 à 5) à quelques exceptions près. Les valeurs relativement basses observées dans les stations de référence et les valeurs relativement élevées observées dans des stations polluées démontrent que cet indice aboutit, dans un certain nombre de cas, à une sous-estimation ou à une surestimation de la qualité des eaux.

Les groupes différentiels de Lange-Bertalot révèlent effectivement les cas de pollution, mais semblent donner une image trop pessimiste de la situation car plusieurs espèces peu résistantes, abondantes dans nos relevés, ne sont pas incluses dans les groupes correspondants (groupes 3A et 3B).

Les groupes de sensibilité que nous avons définis montrent clairement la régression des espèces sensibles, la prolifération des espèces indifférentes et l'apparition des espèces très résistantes avec l'aggravation de la pollution.

#### 6.3.4. Conclusions

La définition de types naturels à une échelle régionale est indispensable pour une évaluation de la qualité biologique des eaux.

La description des végétations de diatomées par les associations de Symoens (1957) et par les biotypes de Descy (1979) est peu détaillée au niveau des rivières du nord du massif Ardennais. La typologie fine mise au point par Leclercq (1979) constitue un système de référence extrêmement précieux pour détecter toute modification des assemblages originels de diatomées, et notamment le glissement des assemblages les plus acidophiles et les plus oligo-dystrophes vers des assemblages neutrophiles, oligo-mésotrophes.

Parmi les méthodes récentes d'évaluation biologique de la qualité des eaux basées sur les diatomées, nous avons retenu deux méthodes, l'indice diatomique de Descy (1979) et les groupes d'espèces différentielles de Lange-Bertalot (1979), que nous avons testées parallèlement aux groupes de sensibilité que nous avons définis à partir de l'étude des spectres auto-écologiques des principaux taxons observés dans les rivières du nord de l'Ardenne.

De cette comparaison, nous pouvons conclure que l'indice diatomique de Descy (1979) aboutit souvent à une surestimation ou à une sous-estimation de la qualité des eaux, car il ne tient pas compte d'un certain nombre de taxons très sensibles à la pollution et caractéristiques des assemblages naturels, ni de plusieurs taxons nettement saprophiles ou saprobiontes, en particulier de plusieurs petits Navicula de l'association à N. permitis décrite par Lange-Bertalot & Bonik (1976).

Tableau 56

Schéma de l'évaluation biologique de la pollution  
par référence aux assemblages naturels de Leclercq (1984)  
et à l'aide des groupes de sensibilité (G1 à G6)  
(groupe dominant +++; abondant ++; peu abondant +; rare ou absent -)

		pollution faible eutrophication		pollution modérée	
variante naturelle	groupes	variante secondaire	groupes	variante secondaire	groupes
I.1	G6 +++ G3, G4, G5 + G1, G2 -	I.3	G6 +++ G3, G4, G5 + G1, G2 -	I.2, I.4	G6 +++ G5 ++ G3, G4 + G1, G2 -
I.3	G6 +++ G3, G4, G5 + G1, G2 -	I.2, I.4	G6 +++ G5 ++ G3, G4 + G1, G2 -	II.6	G5, G6 +++ G4 ++ G3 + G1, G2 -
I.2, I.4	G6 +++ G5 ++ G3, G4 + G1, G2 -	(?)		II.6	G5, G6 +++ G2, G3, G4 ++ G1 -
I.5	G6 +++ G3, G4, G5 + G1, G2 -	II.6	G6 +++ G4, G5 ++ G3 + G1, G2 -	II.7 (?)	G4 +++ G3, G5, G6 ++ G2 + G1 -
II.6	G6 +++ G4, G5 ++ G3 + G1, G2 -	II.6	G6 +++ G3, G4, G5 ++ G1, G2 -	(?)	
II.7, II.8	G5 +++ G4, G6 ++ G1, G2, G3 -	III.9	G4, G5 +++ G3 ++ G6 + G1, G2 -	III.10	G4, G5 +++ G3 ++ G6, G2 + G1 -
III.9	G4, G5 +++ G6 ++ G3 + G1, G2 -	III.10	G4, G5 +++ G6, G3 ++ G1, G2 -	III.10	G3, G4 +++ G2, G5 ++ G6, G1 +

dans tous les assemblages:

pollution forte G3 +++  
G1, G2, G4, G5 ++  
G6 -

pollution extrême G1, G2, G3 +++  
G4, G5 +  
G6 -

D'autre part, Descy (1979) ne donne aucune indication sur le pourcentage minimal d'individus à partir duquel l'indice devrait être calculé pour être significatif, pas plus que sur le pourcentage d'individus nécessaire pour déterminer le biotype. Il nous semble clair que la détermination d'un biotype et le calcul d'un indice diatomique à partir de quelques pourcents seulement des individus présents n'ont guère de signification.

Nous avons aussi montré que les groupes d'espèces différentielles de Lange-Bertalot (1979) n'étaient pas tout à fait adaptés à l'évaluation de la qualité des eaux du nord du massif Ardennais, car plusieurs espèces peu résistantes à la pollution et caractéristiques des milieux acides, oligo-dystrophes et pauvres en calcaire ne figurent pas dans la liste des espèces sensibles (groupes 3A et 3B) dressée à partir d'observations effectuées dans le Main et dans d'autres grands fleuves.

Par ailleurs, certaines divergences entre les groupes différentiels de Lange-Bertalot et nos groupes de sensibilité sont dues à une interprétation différente du comportement auto-écologique de certains taxons ou à des comportements distincts dans les eaux du Main et dans les rivières ardennaises. Ainsi, d'après nos observations, Gomphonema parvulum et Synedra ulna sont des espèces très euryèces, aussi fréquentes en l'absence de pollution que dans les eaux les plus polluées, et ne peuvent donc pas être prises comme différentielles des milieux très pollués; par contre, Cocconeis pediculus, Nitzschia romana et N. sociabilis, considérés comme sensibles à la pollution par Lange-Bertalot, sont rares en Ardenne dans les milieux naturels, et ne se développent qu'en présence d'une certaine eutrophication; en Ardenne, Navicula minima est toujours absent dans les eaux intactes de toute pollution et supporte indifféremment des milieux faiblement ou fortement pollués tandis que N. permitis, N. saprophila, N. frugalis et N. accomoda, classés dans le même groupe par Lange-Bertalot, ne se développent qu'en présence de pollutions graves.

Le tableau 56 synthétise les conclusions que nous avons tirées de l'étude des assemblages de diatomées des rivières du nord du massif Ardennais par référence aux variantes naturelles décrites par Leclercq (1984) et à l'aide des groupes de sensibilité à la pollution que nous avons définis. Il montre la banalisation des milieux naturels acides et très oligotrophes par glissement vers des types neutres et plus riches, en cas de pollution faible ou modérée, et par la prolifération de taxons indifférents et saprophiles, en cas de pollution plus grave.



## Conclusions générales

L'étude écologique des rivières du nord du massif Ardennais nous a permis d'évaluer l'impact de la pollution sur la physico-chimie des eaux et sur les végétations de diatomées, par référence à des types chimiques naturels et à des assemblages de diatomées originels définis dans les mêmes bassins par Leclercq (1984).

De cette approche fondamentale du problème de la pollution des eaux, nous pouvons tirer les conclusions suivantes:

- 1° le type chimique naturel d'une rivière peut être présumé en fonction du contexte géologique et pédologique qui détermine le pH et la teneur de l'eau en sels minéraux en l'absence de pollution;
- 2° des pollutions faibles ou modérées provoquent une augmentation du pH et de la teneur en sels minéraux et entraînent par conséquent la transformation des types naturels acides en types apparents neutres, et des types naturels neutres en types apparents alcalins;
- 3° des pollutions plus graves se traduisent par un dépassement des valeurs de pH et d'alcalinité au-delà des types naturels définis en haute Ardenne, par la présence de phosphates, d'ammoniaque et de nitrites et par un déficit de saturation en oxygène;
- 4° les assemblages originels de diatomées ne peuvent être reconnus, à partir des espèces caractéristiques présentes, qu'en dessous d'un certain niveau de pollution;
- 5° en cas de pollution faible ou modérée, parallèlement à la modification des types chimiques, on observe un glissement des assemblages originels de diatomées acidophiles et neutrophiles, dominés par des espèces sensibles à la pollution, vers des assemblages neutrophiles à alcaliphiles, avec une dominance d'espèces à large amplitude écologique;
- 6° en cas de pollution grave, les espèces caractéristiques des assemblages naturels régressent fortement ou disparaissent, tandis que des espèces indicatrices ou différentielles d'eaux polluées apparaissent.

Nous avons donc montré que des pollutions faibles ou modérées, sans gravité sur le plan de la santé publique ou de l'économie, avaient des conséquences très importantes sur la qualité intrinsèque des biotopes naturels et sur la composition des biocénoses.

Les inventaires de la qualité biologique des eaux dressés à ce jour à l'aide des macro-invertébrés benthiques (indice biotique de Tuffery & Verneaux, 1968) (Institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1979 et 1981) ou à l'aide des diatomées (Descy & Empain, 1978-81), dans un but essentiellement appliqué "pouvoir les utiliser lorsque des décisions doivent être prises en matière de politique d'épuration et de gestion des eaux" (Lafontaine, 1979), sans souci fondamental de la conservation de la nature, ne tiennent aucun compte des caractéristiques originelles des eaux ni des biocénoses y liées.

Dans le premier rapport publié par le Ministère de la santé publique et de la famille (Institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1979), l'Our apparaît comme intact de toute pollution (indice biotique = 9-10) et les seuls points critiques dans le bassin supérieur de l'Amblève sont la Warche en



aval de Büllingen (I.B. = 5-6) et en aval de Malmédy (I.B. = 0-2), ainsi que l'Amblève en aval de son confluent avec la Warche (I.B. = 5-6). Dans un second rapport, Micha, Jadot & Terroir (1981) relèvent d'autres secteurs plus ou moins pollués dans ce même bassin: l'Amblève entre Montenau et Bellevaux (I.B. = 5-6), le Bayehon dès l'amont de Longfaye et jusqu'à sa confluence avec la Warche (I.B. = 7-8), la Warchenne (I.B. = 7-8 en amont de Walmes, 3-4 en entre Walmes et Malmédy, 5-6 en aval de Walmes) et l'Eau-Rouge en aval de son confluent avec le Rohon (I.B. = 5-6). Dans les deux rapports susmentionnés, toutes les autres stations prospectées dans le bassin de l'Amblève sont considérées comme non polluées !

Descy & Empain (1978) aboutissent à des conclusions similaires sur la pollution des eaux, mais considèrent que l'eutrophisation des rivières est fréquente dans la partie ardennaise du bassin de la Meuse. Le terme "eutrophisation" utilisé par Descy & Empain (1978) nous paraît ambigu dans ce contexte. En effet, au sens strict, l'eutrophisation désigne une augmentation naturelle du niveau trophique (Dajoz, 1977); dans le cas des rivières envisagées par Descy & Empain (1978), il serait plus judicieux de parler d'eutrophication, pour désigner les conséquences des pollutions sur le plan trophique.

D'autre part, ces inventaires, réalisés à une échelle relativement vaste, n'envisagent que les principales rivières et négligent la plupart des ruisseaux et rivières de moindre importance, pourtant parfois très pollués.

Notre travail, qui se place dans un contexte géographique plus limité, donne une image détaillée de la qualité des rivières et ruisseaux des bassins de la Roer, de la Vesdre, de l'Amblève et de l'Our dans le nord du massif Ardennais.

Nos résultats confirment les observations des auteurs précités sur la pollution de la Warche, de la Warchenne et du Wayai, mais indiquent encore d'autres points noirs: le cours inférieur de la Schwalm (bassin de la Roer), la Vesdre en aval de Rütgen, la Saxe, le ruisseau de Winamplanche (bassin de la Vesdre), le Rohon (bassin de l'Amblève), le Deich, le Prümmerbach et l'Ulf (bassin de l'Our).

Ils montrent aussi la modification profonde des caractéristiques physico-chimiques et biologiques originelles de la plupart des rivières des bassins de la Hoëgne, du Wayai, de l'Amblève et de l'Our en zone rurale.

Seuls les tronçons de rivières situés en zone forestière ou inculte, à l'écart de toute habitation et des prairies amendées et pâturées, sont restés dans un état très proche de leur état naturel. Ces secteurs de rivières qui constituent de précieuses références de types naturels sont relativement nombreux, sur le plateau des Hautes-Fagnes, dans le bassin de la Vesdre (Vesdre, Getzbach, Helle, Gileppe) et, sur le plateau d'Elsenborn-Rocherath, dans le bassin de la Roer (Roer, Schwalm, Olef); ils sont devenus extrêmement rares dans les bassins de l'Amblève et de l'Our, où ils sont le plus souvent restreints à des brefs tronçons de rivières, à faible distance des sources.

Nous n'avons pas voulu chiffrer ce bilan de la qualité des eaux dans le nord de l'Ardenne, car nous sommes consciente qu'un indice unique ne peut rendre compte que très imparfaitement d'un problème extrêmement complexe. De tels indices sont sans doute satisfaisants pour les responsables politiques et les techniciens chargés de prendre des décisions en matière d'épuration et de gestion des eaux, ils sont inacceptables sur le plan fondamental de la sauvegarde de notre capital nature.

Tableau 55

Comparaison des méthodes d'évaluation de la qualité biologique des eaux appliquées aux relevés effectués dans les rivières du nord du massif Ardennais.

Biotypes et calcul de l'indice diatomique (ID) (Descy, 1979).

Groupes d'espèces différentielles (Lange-Bertalot, 1979).

Groupes de sensibilité à la pollution (cf. tabl. 40 et 54).

Variantes des assemblages originels de diatomées (Leclercq, 1984).

REC	ST	DATE	BIOTYPES					DESCY	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.					variante (facies)	
			1	2	3	4	5		1	2A	29	2?	3A	3B	1	2	3	4		5
1	1	1763	69.6	26.2	.	.	0.3	5.0 99.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3 26.9 72.2	6	I.2
2	1	1766	78.8	19.4	0.5	.	.	5.0 99.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 19.8 79.9	5	ou
3	1	17610	77.9	17.0	.	.	.	5.0 95.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 17.3 90.2	4	I.4
4	2	763	14.5	11.1	.	.	.	3.0 25.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11.1 88.7	3	I.3
5	4	763	77.9	1.0	.	.	.	5.0 82.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3 4.5 95.1	2	I.3
6	4	766	96.0	1.1	.	.	.	5.0 98.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2.7 97.2	1	I.3
7	4	7610	86.0	0.2	0.6	.	.	5.0 93.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.6 6.9 92.4	0	I.3
8	6	763	83.8	.	.	.	.	5.0 83.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.8	1.3
9	6	766	93.0	.	.	.	.	5.0 93.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 99.8	
10	6	7610	79.3	.	.	.	.	5.0 79.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.9	
11	9	763	94.0	0.9	.	.	.	5.0 95.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.1 98.8	1.3	
12	9	766	99.0	0.4	.	.	.	5.0 99.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 0.4 99.4		
13	9	7610	95.9	0.3	.	.	.	5.0 96.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 99.7		
14	9	774	92.8	.	.	.	.	5.0 93.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 0.1 99.7		
15	9	775	98.0	0.6	.	.	.	5.0 98.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.6 99.3		
16	9	776	96.6	1.7	.	.	.	5.0 98.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 1.8 97.9		
17	9	777	97.0	0.8	.	.	.	5.0 97.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8 99.0		
18	9	778	97.0	2.0	.	.	.	5.0 99.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2.3 97.7		
19	9	779	88.1	2.0	.	.	.	5.0 90.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 2.0 97.6		
20	9	7710	72.5	5.7	.	.	.	5.0 78.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 6.3 93.6		
21	9	7711	96.2	1.2	.	.	.	5.0 97.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8 98.9		
22	9	7727	98.4	0.6	.	.	.	5.0 99.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 0.7 99.2		
23	12	763	83.1	1.5	.	.	.	5.0 84.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.5 98.4	1.3	
24	12	766	96.7	0.2	.	.	.	5.0 97.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 0.3 99.6		
25	12	7610	84.0	2.2	.	.	.	5.0 87.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3.1 96.8		
26	13	763	2.6	0.4	81.3	.	.	4.5 95.1	7.6 1.2	.	.	.	52.6 11.9	.	.	.	0.2 10.5 55.4 33.4	III.9		
27	13	766	1.8	1.0	42.0	2	.	4.3 95.7	33.7 1.4	0.2	0.2	0.2	7.4 10.5	.	.	.	41.8 19.4 37.7			
28	13	7610	2.0	0.2	48.9	6	.	4.5 77.1	10.5 1.8	0.2	0.4	32.3 7.3	.	.	.	.	6.5 30.4 38.9 23.3			
29	14	7610	2.4	3.5	98.8	.	.	4.7 98.6	2.9	.	.	.	35.7 53.4	.	.	.	3.2 40.0 56.3	II.8		
30	15	763	10.3	1.3	53.0	.	.	4.2 88.0	17.9 1.7	.	.	.	43.3 8.4	.	.	.	0.2 23.1 47.9 28.2	II.8		
31	15	766	1.3	0.8	90.5	.	.	4.3 96.5	3.5 0.6	.	.	.	71.3 14.1	.	.	.	0.6 4.4 75.5 18.9			
32	15	7610	.	0.4	91.2	.	.	4.8 96.6	1.7	.	.	.	23.5 67.7	.	.	.	0.4 3.5 26.2 69.1			
33	19	7610	0.1	.	39.9	0.2	.	4.2 43.7	.	1.2	.	.	38.2 0.9	.	.	.	52.3 39.9 7.2	II.8		
34	20	763	.	0.2	90.8	.	.	4.1 97.3	2.0 0.2	.	.	.	86.7 3.5	.	.	.	2.5 91.4 5.6	II.8		
35	20	766	0.2	.	91.8	.	.	4.1 97.9	2.5 0.2	.	.	.	94.9 6.1	.	0.2	.	2.6 88.1 8.7			
36	20	7610	.	0.2	71.0	.	.	4.5 99.4	0.2 22.3	.	.	.	33.8 37.5	.	.	.	24.9 37.3 37.5			
37	22	763	99.9	.	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.9	I.3	
38	22	766	99.8	.	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.8	
39	22	7610	99.7	.	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 99.7		
40	23	763	94.3	0.9	0.2	.	.	5.0 95.4	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 0.9 98.9	I.4		
41	23	766	75.4	8.3	.	.	.	5.0 85.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	13.0 84.8		
42	23	7610	96.1	4.3	.	.	.	5.0 90.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5.3 94.1		
43	25	763	72.3	24.6	0.3	.	.	5.0 97.8	0.2	.	.	.	0.4	.	.	.	0.2 0.1 24.3 75.1	I.2		
44	25	766	96.2	2.7	.	.	.	5.0 99.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3.2 96.6	ou	
45	25	7610	91.7	5.5	0.2	.	.	5.0 97.6	.	.	.	.	0.2	.	.	.	0.1 7.4 92.4	I.4		
46	25	774	96.7	2.8	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 2.3 97.6		
47	25	777	93.0	5.9	.	.	.	5.0 99.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 6.4 93.4		
48	25	7710	93.1	4.0	0.6	.	.	5.0 98.0	.	.	.	.	0.6	.	.	.	.	0.4 4.7 94.6		
49	27	763	96.2	0.4	.	.	.	5.0 96.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 0.4 99.3	I.3	
50	28	763	90.6	.	.	.	.	5.0 90.8	0.2	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 . 99.6	I.3	

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES					DESCY	GROUPES L.-B.					GROUPES R.-F.						variantes (facies)	
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4	5		6
51	28	76 6	59.2	.	.	.	.	5.0 99.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	0.1	99.8	I.3
52	28	7610	80.4	0.4	.	.	.	5.0 80.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4	99.4	I.3
53	29	76 3	57.4	2.2	.	.	.	5.0 99.9	.	0.2	.	.	.	.	.	.	.	0.2	2.0	97.6	I.1
54	29	76 6	59.7	.	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	0.1	99.8	I.1
55	29	7610	99.7	0.2	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.9	I.1
56	29	77 4	99.8	.	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.8	I.1
57	29	77 7	99.1	0.7	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8	99.1	I.1
58	29	7710	99.4	.	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	99.9	I.1
59	30	76 3	22.9	66.1	.	.	.	5.0 97.1	0.2	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	66.5	33.2	I.4
60	30	76 6	71.6	8.7	0.2	.	.	5.0 92.6	0.6	.	.	.	0.2	.	.	.	.	1.7	19.1	78.3	I.4
61	30	7610	83.2	4.4	.	.	.	5.0 89.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	6.6	93.0	I.4
62	31	76 3	66.6	8.5	7.2	.	.	5.0 97.9	0.4	.	.	.	0.7	5.9	.	.	.	0.8	24.2	74.5	II.7
63	31	76 6	15.3	39.1	36.5	.	.	5.0 95.9	1.4	.	.	.	1.8	34.5	.	.	.	1.5	45.0	53.3	II.7
64	31	7610	5.6	3.4	58.9	.	.	4.7 88.1	9.0	.	.	.	15.3	53.6	.	.	.	9.1	20.0	68.6	II.7
65	31	77 4	82.0	2.5	4.7	.	.	5.0 97.3	3.6	.	.	.	1.9	2.8	.	.	.	3.7	8.9	87.3	II.7
66	31	77 5	68.9	10.2	3.1	.	.	5.0 93.5	1.3	.	.	.	1.7	1.4	.	.	.	2.0	20.4	77.1	II.7
67	31	77 6	42.5	38.0	1.9	.	.	4.9 92.3	6.0	.	.	.	1.3	0.6	.	.	.	6.1	43.3	50.2	II.7
68	31	77 7	34.8	36.7	2.5	.	.	4.9 85.0	4.9	.	.	.	0.2	2.6	.	.	.	5.0	40.7	53.8	II.7
69	31	77 8	42.9	15.6	10.7	.	.	4.9 84.3	4.3	.	.	.	0.4	10.3	.	.	.	4.5	26.1	69.1	II.7
70	31	77 9	17.8	21.9	17.7	.	.	4.9 65.6	2.0	.	.	.	4.1	13.6	.	.	.	2.8	31.1	65.3	II.7
71	31	7710	28.7	11.3	28.1	.	.	4.8 80.9	7.4	.	.	.	12.9	15.2	.	.	.	7.5	28.6	63.1	II.7
72	31	7711	36.2	9.0	16.8	.	.	4.9 69.8	1.9	.	.	.	8.5	8.3	.	.	.	2.1	21.7	75.2	II.7
73	31	7727	44.9	29.8	6.0	.	.	5.0 90.8	2.8	.	.	.	0.8	5.3	.	.	.	3.0	37.4	59.3	II.7
74	31	78 3	69.8	5.2	3.8	.	.	4.9 91.3	5.8	.	.	.	1.8	2.0	.	.	.	6.0	12.2	31.6	II.7
75	31	78 4	61.1	5.6	0.6	.	.	4.9 77.2	4.2	.	.	.	.	0.6	.	.	.	4.3	8.8	86.3	II.7
76	31	78 5	53.2	16.6	0.9	.	.	4.9 90.1	6.5	.	.	.	.	0.9	.	.	.	6.6	27.5	65.3	II.7
77	31	78 6	50.1	24.7	2.4	.	.	4.8 95.9	15.3	.	.	.	0.7	1.7	.	.	.	15.4	27.7	56.5	II.7
78	31	78 7	52.3	7.8	1.5	.	.	4.7 90.0	19.4	.	.	.	0.2	1.3	.	.	.	19.9	12.2	67.4	II.7
79	31	78 8	46.5	2.7	11.3	.	.	4.8 82.0	12.5	.	.	.	8.3	3.1	.	.	.	13.4	13.5	72.2	II.7
80	31	78 9	69.3	1.5	7.5	.	.	4.9 87.7	7.8	.	.	.	4.2	3.3	.	.	.	8.3	5.9	85.5	II.7
81	31	7810	16.1	2.5	38.8	.	.	4.6 69.4	7.1	.	.	.	29.1	9.7	.	.	0.2	7.7	33.7	56.5	II.7
82	31	7811	22.6	3.0	43.4	.	.	4.7 77.8	5.8	.	.	.	30.9	19.0	.	.	.	5.9	36.4	56.1	II.7
83	31	7812	23.1	3.1	42.0	.	.	4.7 86.8	6.7	.	.	.	34.8	7.1	.	.	.	6.9	42.0	49.7	II.7
84	31	79 4	60.6	2.9	3.1	.	.	4.9 83.6	3.1	.	.	.	2.4	0.7	.	.	.	4.9	16.7	77.6	II.7
85	33	76 3	90.8	0.4	.	.	.	5.0 91.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.5	99.4	I.3
86	33	76 6	90.6	0.6	.	.	.	5.0 91.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8	99.0	I.3
87	33	7610	73.1	0.8	.	.	.	5.0 74.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.5	98.3	I.3
88	33	77 4	94.5	0.6	.	.	.	5.0 95.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	0.6	99.2	I.3
89	33	77 7	91.3	0.6	.	.	.	5.0 92.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.0	98.8	I.3
90	33	7710	69.8	2.1	.	.	.	5.0 72.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2.6	97.3	I.3
91	35	76 3	99.7	.	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.8	I.1
92	38	76 3	98.5	.	.	.	.	5.0 98.7	.	0.1	.	.	.	.	.	.	.	0.1	0.1	99.7	I.2
93	38	76 6	98.4	0.9	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.1	98.8	I.2
94	38	7610	81.0	0.2	11.6	.	.	5.0 55.5	0.4	.	.	.	11.6	.	.	.	.	0.4	12.8	86.4	I.2
95	38	77 4	98.6	.	0.4	.	.	5.0 99.1	.	.	.	.	0.2	.	.	.	0.2	0.2	0.2	99.2	I.2
96	38	77 7	98.0	0.4	.	.	.	5.0 98.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.5	99.5	I.2
97	38	7710	98.0	1.3	.	.	.	5.0 99.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8	99.1	I.2
98	39	76 3	26.4	64.2	.	.	.	5.0 96.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	64.2	35.6	I.4
99	39	76 6	84.0	9.9	0.2	.	.	5.0 96.2	.	.	.	.	0.2	.	.	.	.	0.1	10.4	89.1	I.4
100	39	7610	5.3	0.6	84.7	.	.	4.9 94.5	1.0	.	.	.	22.9	61.7	.	.	.	1.6	23.5	74.5	I.4

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					DESCY 10 SOMME	GROUPES L.-B.					GROUPES R.-F.						variante (facies)		
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	3A	3B	1	2	3	4	5	6			
101	39	77	4	52.9	1.7	2.3	.	5.0	60.9	.	.	.	1.3	1.0	.	.	.	0.2	3.1	96.4	I.4	
102	39	77	7	92.6	0.2	.	.	5.0	93.0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4	99.4	.	
103	39	77	10	64.0	5.4	0.4	.	5.0	71.2	.	.	.	0.2	0.2	.	.	.	0.1	5.9	93.7	.	
104	39	78	3	67.7	15.0	0.1	.	5.0	83.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	15.1	84.8	.	
105	39	78	4	67.6	21.0	.	.	5.0	91.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	21.1	78.8	.	
106	39	78	5	68.3	10.6	0.2	.	5.0	60.7	.	.	.	0.2	.	.	.	.	.	11.0	88.8	.	
107	39	78	6	83.0	7.6	.	.	5.0	92.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7.9	91.9	.	
108	39	78	7	88.9	1.5	.	.	5.0	51.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.6	98.1	.	
109	39	78	8	87.7	3.4	0.4	.	5.0	94.9	.	.	.	.	0.4	.	.	.	.	3.7	96.1	.	
110	39	78	9	53.8	8.1	29.6	.	5.0	92.5	.	.	.	.	29.6	.	.	.	0.1	8.1	91.7	.	
111	39	78	10	49.6	23.6	8.4	.	5.0	82.7	.	.	.	0.2	9.3	.	.	.	.	23.9	75.5	.	
112	39	78	11	64.1	10.0	0.7	.	5.0	78.4	.	.	.	.	0.7	.	.	.	.	10.6	89.1	.	
113	39	78	12	62.4	14.6	1.0	.	5.0	81.6	.	.	.	.	0.9	.	.	.	.	14.8	85.0	.	
114	39	79	4	66.0	23.0	.	.	5.0	91.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	23.1	76.7	.	
115	40	76	3	.	1.3	27.0	.	4.3	68.4	2.1	60.8	.	0.4	9.5	17.2	.	0.0	26.3	40.6	15.1	17.6	III.9
116	40	76	6	0.8	0.6	29.1	.	4.2	76.9	5.3	47.0	.	2.4	19.1	9.8	.	0.2	20.6	47.0	20.3	11.2	.
117	40	76	10	.	0.2	62.4	.	4.4	97.1	13.9	14.3	.	.	20.5	45.8	.	0.4	1.1	30.6	24.9	42.3	.
118	40	77	4	0.2	1.9	16.4	.	3.9	87.7	27.4	32.6	.	0.2	6.6	10.8	.	.	1.3	67.9	19.8	10.4	.
119	40	77	7	0.8	2.9	51.0	.	4.2	96.1	13.4	13.4	0.1	0.2	43.4	18.5	.	.	2.6	31.2	47.3	18.6	.
120	40	77	10	0.2	1.0	59.6	.	4.3	93.8	7.5	18.5	0.1	.	39.2	21.4	.	0.4	1.7	31.3	41.3	24.8	.
121	41	76	3	0.2	0.8	17.0	5.9	4.2	66.1	37.0	6.9	.	8.3	9.3	17.6	.	.	28.1	50.8	6.0	14.9	.
122	41	76	6	0.2	1.7	10.9	.	4.1	92.9	8.8	8.4	.	1.3	2.7	10.9	.	0.2	6.4	38.0	46.6	8.5	.
123	41	76	10	.	0.2	13.1	0.4	3.6	60.7	45.6	15.2	2.9	0.2	7.8	7.4	.	2.0	38.0	46.1	8.0	5.4	.
124	41	77	4	0.2	1.3	9.1	.	3.8	62.1	26.2	7.4	.	1.2	2.3	11.4	.	.	16.5	52.2	24.1	6.6	.
125	41	77	7	.	0.8	10.3	.	3.9	47.9	61.3	3.4	.	1.0	5.2	12.5	.	.	47.2	40.6	6.7	5.0	.
126	41	77	10	0.4	1.0	29.9	.	4.2	92.3	17.7	7.4	.	27.9	4.8	25.9	.	.	2.2	63.8	8.8	24.6	.
127	42	76	3	57.3	2.1	18.9	.	4.3	68.9	3.0	3.7	.	0.2	12.4	7.3	.	.	1.2	9.8	17.3	71.1	III.9
128	42	76	6	2.6	1.4	33.5	.	4.1	93.3	2.6	11.6	.	.	30.9	2.2	.	.	5.8	17.5	71.1	5.4	.
129	42	76	10	.	0.2	62.0	.	4.0	97.9	5.6	27.0	.	.	59.8	2.3	.	.	0.6	36.5	60.1	2.5	.
130	42	77	4	65.1	0.4	2.4	.	5.0	72.2	1.8	0.7	.	.	1.6	0.4	.	.	0.6	3.4	5.4	90.4	.
131	42	77	7	33.2	0.9	11.1	.	4.8	54.9	2.3	1.2	.	.	5.8	6.4	.	.	0.6	7.3	11.4	80.3	.
132	42	77	10	1.5	1.1	78.1	.	4.6	92.7	4.7	2.3	.	0.2	37.5	42.3	.	.	1.1	11.5	39.6	47.5	.
133	43	76	3	78.2	6.8	2.3	.	5.0	98.1	0.2	.	.	.	0.4	1.5	.	.	.	0.7	17.2	81.7	I.4
134	43	76	6	92.1	1.9	0.2	.	5.0	95.8	.	0.3	.	.	.	.	.	.	.	0.5	2.5	96.7	.
135	43	76	10	8.3	8.5	79.1	.	5.0	96.6	.	.	.	.	5.5	73.3	.	.	.	.	14.3	85.4	.
136	43	77	4	83.4	0.6	0.2	.	5.0	85.0	.	.	.	.	.	0.2	.	.	.	0.1	1.5	98.2	.
137	43	77	7	90.2	0.5	.	.	5.0	91.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.7	99.1	.
138	43	77	10	95.8	0.6	0.1	.	5.0	98.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	1.6	98.2	.
139	43	78	3	89.8	0.6	.	.	5.0	91.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	1.4	98.5	.
140	43	78	4	89.9	0.4	.	.	5.0	90.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	0.4	99.3	.
141	43	78	5	93.8	0.2	.	.	5.0	94.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	1.0	98.6	.
142	43	78	6	98.1	0.2	0.4	.	5.0	99.0	0.2	.	.	.	.	.	.	.	.	0.6	0.3	98.7	.
143	43	78	7	89.4	1.1	.	.	5.0	92.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	2.8	96.9	.
144	43	78	8	93.7	2.4	.	.	5.0	97.7	0.2	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	3.9	95.4	.
145	43	78	9	88.5	4.0	0.9	.	5.0	95.1	0.2	.	.	0.7	.	.	.	.	.	0.3	6.4	92.9	.
146	43	78	10	80.7	5.4	0.4	.	5.0	89.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3	8.3	91.0	.
147	43	78	11	82.2	2.4	0.4	.	5.0	86.4	0.2	.	.	0.2	7.2	.	.	.	.	0.2	4.0	95.4	.
148	43	78	12	82.1	2.2	0.8	.	5.0	88.5	.	.	.	.	0.6	0.2	.	.	.	0.2	4.7	94.9	.
149	43	79	4	86.5	1.9	0.4	.	5.0	90.2	.	0.2	.	.	0.4	.	.	.	.	0.3	4.1	95.2	.
150	44	76	3	16.7	4.8	36.2	.	4.6	87.3	7.3	9.9	.	0.2	16.6	10.2	.	.	4.9	26.8	27.7	39.9	III.9

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					DESCY	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.						variant (facies)		
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4	5		6	
151	45	76 3	4.2	1.0	26.8	.	.	4.2	92.7	4.8	15.1	0.2	.	5.6	20.1	.	.	1.6	24.0	47.6	26.1	
152	45	76 6	0.2	0.2	1.0	.	.	3.6	55.3	44.4	26.1	.	.	0.5	0.4	.	.	0.2	24.9	59.0	4.7	0.7
153	45	76 10	.	.	7.1	1.0	.	3.5	35.0	31.5	13.8	0.2	.	5.5	2.6	.	.	1.2	46.6	44.1	6.1	1.6
154	46	76 3	0.3	.	11.0	0.2	.	3.9	80.0	7.4	28.7	.	.	4.9	5.1	.	.	0.7	50.6	32.1	6.4	
155	46	76 6	.	0.6	7.2	0.6	.	3.9	75.7	10.3	62.9	.	.	6.6	1.5	.	1.0	0.8	16.9	70.8	8.5	1.1
156	46	76 10	.	.	1.2	0.6	.	3.6	32.1	49.2	37.6	.	0.2	.	3.4	.	10.6	0.4	40.2	46.5	0.6	1.2
157	46	77 4	0.2	0.2	47.2	.	.	4.4	85.4	7.6	17.3	.	.	14.8	11.9	.	.	3.4	31.9	31.9	32.7	
158	46	77 7	.	1.0	58.0	5.0	.	4.4	86.2	11.1	14.0	.	.	38.0	24.7	.	.	10.2	27.4	42.2	20.0	
159	46	77 10	.	0.4	35.3	.	.	4.2	80.8	23.9	31.3	.	.	2.0	33.4	.	0.4	13.7	47.9	4.3	33.5	
160	47	76 3	1.8	0.4	76.9	.	.	4.5	93.9	7.3	1.3	.	.	44.8	28.9	.	.	0.1	8.9	52.8	38.1	11.8
161	47	76 6	0.6	.	86.9	.	.	4.3	97.3	0.4	0.4	.	.	69.3	17.0	.	.	1.6	78.2	19.8		
162	47	76 10	0.2	0.4	89.4	.	.	4.7	98.8	3.3	0.4	.	.	34.4	55.1	.	0.2	3.9	39.3	56.1		
163	47	77 4	3.1	1.8	81.9	.	.	4.6	95.1	1.0	1.2	.	.	51.8	22.3	.	.	3.5	60.0	35.8		
164	47	77 5	2.0	2.2	97.3	.	.	4.5	97.1	0.6	0.2	.	.	62.0	23.9	.	.	1.7	68.6	29.0		
165	47	77 6	1.3	3.6	65.1	.	.	4.4	98.6	2.1	.	.	.	30.6	33.7	.	.	2.5	60.5	36.4		
166	47	77 7	2.9	3.7	85.8	.	.	4.7	97.7	2.3	0.1	.	.	37.9	47.9	.	0.1	3.5	44.2	52.0		
167	47	77 8	2.8	3.3	78.2	.	.	4.7	96.8	5.5	0.2	.	.	29.7	48.3	.	0.1	7.0	38.6	54.0		
168	47	77 9	4.2	1.7	82.2	.	.	4.8	97.4	2.9	.	.	.	23.8	58.2	.	0.4	3.9	30.7	64.3		
169	47	77 10	1.7	3.4	34.6	.	.	4.8	93.1	4.0	.	.	.	17.9	66.8	.	.	4.7	25.2	69.8		
170	47	77 11	5.4	1.4	82.7	.	.	4.7	97.3	4.2	.	.	.	41.3	41.6	.	.	5.1	46.2	48.3		
171	47	77 12	4.4	1.8	85.0	.	.	4.6	97.8	2.4	0.2	.	.	49.8	35.5	.	0.5	3.8	54.7	40.9		
172	47	78 3	3.1	1.6	73.5	.	.	4.5	94.0	9.8	0.4	.	.	39.0	34.1	.	.	10.8	47.9	41.1		
173	47	78 4	4.2	2.9	69.7	.	.	4.6	93.4	6.0	0.4	.	.	26.9	41.6	.	.	7.3	39.5	52.7		
174	47	78 5	2.1	2.1	43.0	.	.	4.1	97.9	9.1	.	.	.	33.4	9.1	.	0.2	9.3	77.2	12.8		
175	47	78 6	1.6	1.4	51.2	.	.	4.1	94.7	4.3	.	.	.	38.6	10.6	.	.	4.8	77.5	17.3		
176	47	78 7	1.1	1.9	56.1	.	.	4.1	96.7	3.9	.	.	.	47.6	7.4	.	.	4.8	82.7	12.1		
177	47	78 8	1.3	2.8	71.6	.	.	4.4	97.8	4.1	0.2	.	.	41.9	29.3	.	.	5.4	61.9	32.1		
178	47	78 9	1.7	1.5	84.7	.	.	4.5	97.5	2.1	0.2	.	.	47.7	36.5	.	.	2.7	56.8	39.9		
179	47	78 9	2.3	3.0	86.8	.	.	4.7	96.8	0.7	.	.	.	40.7	46.2	.	.	1.1	47.6	50.6		
180	47	78 9	1.7	1.7	90.0	.	.	4.8	97.2	0.6	.	.	.	27.2	63.2	.	0.2	0.9	31.9	66.4		
181	47	78 9	0.7	0.8	91.4	.	.	4.7	97.2	0.5	0.3	.	.	39.0	52.3	.	0.2	1.5	43.4	54.5		
182	47	78 9	0.7	1.4	89.3	.	.	4.7	96.7	0.9	0.2	.	.	37.8	51.5	.	.	1.8	43.1	54.5		
183	47	78 10	1.7	1.2	85.1	.	.	4.6	96.6	2.1	0.4	.	.	43.0	42.1	.	.	3.1	50.6	45.6		
184	47	78 10	0.5	0.6	92.2	.	.	4.3	98.7	2.2	.	.	.	71.9	20.4	.	.	2.4	75.5	21.7		
185	47	78 10	0.2	0.4	89.7	.	.	4.5	98.2	2.5	.	.	.	57.4	32.2	.	.	2.7	63.7	33.1		
186	47	78 10	0.4	0.6	94.5	.	.	4.4	98.6	2.0	.	.	.	55.4	29.1	.	.	2.5	67.0	30.0		
187	47	78 10	0.5	0.7	91.5	.	.	4.4	98.4	3.1	0.2	.	.	66.6	24.9	.	.	3.6	69.5	26.2		
188	47	78 10	0.5	0.6	92.8	.	.	4.5	98.7	2.1	0.2	.	.	59.5	33.3	.	.	2.6	62.0	34.8		
189	47	78 10	0.6	1.7	99.2	.	.	4.5	97.3	0.9	.	.	.	54.2	35.4	.	0.2	1.1	60.7	37.3		
190	47	78 10	0.6	0.4	90.0	.	.	4.5	97.5	1.0	.	.	.	55.2	34.9	.	0.2	1.2	61.1	36.7		
191	47	78 10	.	1.1	90.5	.	.	4.6	97.6	0.4	.	.	.	48.8	41.3	.	.	0.9	55.6	42.9		
192	47	78 11	2.1	2.0	91.7	.	.	4.6	94.5	1.0	0.2	.	.	46.4	36.0	.	0.4	2.9	55.7	40.2		
193	47	78 12	3.2	1.5	75.6	.	.	4.5	93.9	1.5	0.2	.	.	42.3	33.6	.	0.4	2.1	56.9	39.9		
194	47	79 4	3.6	1.1	75.0	.	.	4.5	89.0	2.4	.	.	0.2	52.3	20.6	.	0.7	4.0	64.1	30.4		
195	56	78 4	0.4	1.2	7.9	0.8	.	4.0	66.6	36.4	23.2	.	.	2.2	3.2	.	0.8	24.8	61.6	6.2	5.0	
196	56	78 7	0.6	2.2	3.0	.	.	4.1	49.4	26.4	16.3	0.4	2.4	2.8	10.7	.	1.1	38.2	47.1	10.2	1.3	
197	56	78 9	0.4	0.4	5.1	1.5	.	3.9	21.3	54.5	10.6	2.4	0.9	3.7	3.1	0.2	0.9	61.4	25.5	7.6	1.7	
198	56	78 11	.	0.2	0.7	0.3	.	3.4	17.4	66.1	5.6	0.3	0.3	0.3	1.1	.	2.8	74.3	21.0	0.7	0.4	
199	59	76 3	46.2	2.3	29.1	.	0.2	4.8	90.9	4.4	3.1	.	.	27.2	2.7	.	1.3	14.7	31.0	52.4	11.6	
200	59	76 6	89.2	0.2	5.7	.	.	5.0	96.5	0.7	0.5	.	.	4.5	0.2	.	1.1	2.9	5.2	89.9		

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES					DESCY	GROUPES L.-8.					GROUPES R.F.						variante (facils)
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	27	3A	3B	1	2	3	4	5	6
201	59	7610	.	.	99.3	.	.	4.0 99.6	0.2	.	.	.	97.6	1.7	.	.	0.3	97.6	1.9	II.6
202	60	76 3	14.4	4.6	29.6	.	.	4.3 75.0	19.3	8.5	0.6	.	28.4	1.9	.	0.3	10.2	28.7	41.1	18.8
203	60	76 6	1.0	1.6	42.7	.	.	4.2 68.9	19.3	2.9	0.1	0.2	29.8	13.2	.	0.3	16.7	26.5	42.1	13.9
204	60	7610	.	.	5.7	.	.	3.6 7.6	93.8	.	.	.	5.7	.	.	.	92.2	1.9	5.7	.
205	60	77 4	.	.	62.8	.	.	4.0 64.5	35.5	.	.	.	62.5	0.6	.	.	35.1	1.7	62.6	0.3
206	60	77 7	0.6	0.4	49.9	.	.	3.9 56.3	45.1	0.6	.	0.2	49.9	0.1	.	.	42.6	5.5	50.8	0.9
207	60	7710	2.0	2.5	41.2	.	.	4.5 70.9	14.3	10.9	.	0.2	38.1	2.3	.	0.4	19.6	18.8	56.4	4.4
208	60	78 4	0.6	1.1	39.2	.	.	4.0 95.1	16.0	0.8	.	0.2	89.2	0.8	.	.	1.4	3.9	91.0	2.6
209	60	78 7	1.7	5.4	51.6	.	.	4.2 73.7	16.8	1.2	.	0.2	49.8	3.7	.	.	22.0	13.5	56.8	5.4
210	60	78 9	0.4	2.5	16.1	.	.	3.8 50.3	36.1	1.9	.	.	12.0	4.5	.	.	0.4	47.5	30.4	16.0
211	60	7811	.	0.2	34.3	.	.	3.8 47.9	59.7	1.0	.	33.2	1.6	.	.	.	51.5	13.0	33.8	1.2
212	61	76 3	94.1	0.8	1.2	.	0.4	5.0 97.2	0.2	0.4	.	.	1.0	.	.	.	1.7	1.4	96.8	I.1
213	61	76 6	90.4	.	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	0.1	99.7	.
214	62	76 3	17.7	2.7	17.6	1.0	0.1	4.4 72.2	12.4	12.9	0.1	.	16.2	2.0	.	.	18.0	37.1	23.2	20.7
215	62	76 6	.	.	4.8	.	.	4.1 17.2	52.3	1.9	.	.	4.8	.	.	0.2	7.1	67.5	16.0	9.1
216	62	7610	.	.	11.4	.	.	4.2 54.7	22.6	13.5	.	.	0.2	2.7	.	.	7.7	32.1	53.0	9.2
217	62	77 4	2.9	.	36.1	.	.	4.0 57.1	27.7	4.3	.	0.2	35.9	0.2	.	.	1.7	39.3	18.6	36.1
218	62	77 7	0.4	.	19.6	.	.	3.5 37.0	48.3	2.6	.	.	18.1	1.6	.	.	6.9	53.6	18.8	18.5
219	62	7710	.	0.5	28.8	0.2	.	3.8 54.0	26.1	1.6	3.3	.	19.8	9.6	.	.	6.9	40.9	19.7	21.0
220	62	78 4	0.2	.	93.9	.	0.2	4.0 98.5	1.0	3.1	.	.	94.1	.	.	0.8	0.6	4.2	94.2	0.2
221	62	78 7	1.8	0.2	51.8	2.0	.	4.0 81.4	12.8	17.3	0.8	.	49.6	3.3	.	3.0	11.2	31.8	49.9	2.3
222	62	78 9	.	.	4.2	0.8	.	3.5 21.4	27.8	5.6	0.1	.	3.8	3.7	.	.	4.2	68.0	22.5	4.2
223	62	7811	.	.	22.6	1.0	.	3.9 31.0	20.6	3.8	0.2	.	22.6	1.0	.	.	1.4	64.1	10.9	22.9
224	63	76 3	38.6	1.4	29.0	.	.	4.7 86.3	7.6	7.8	.	.	23.1	5.0	.	.	3.3	16.6	27.8	51.0
225	63	76 6	0.4	.	86.1	.	.	4.6 98.5	3.3	6.5	.	0.1	36.0	49.9	.	.	0.1	12.5	36.7	50.4
226	63	7610	.	.	96.9	.	.	4.0 98.8	0.9	.	.	.	94.5	2.5	.	.	0.2	1.3	95.1	2.8
227	63	77 4	41.9	0.4	43.2	.	.	4.7 93.1	1.6	1.3	.	.	41.9	1.5	.	.	.	4.4	47.0	45.4
228	63	77 5	77.7	0.9	11.9	.	0.2	4.9 96.2	1.4	3.6	0.2	.	11.9	0.2	.	.	0.7	5.9	13.5	79.6
229	63	77 6	69.4	1.2	7.2	0.1	.	4.9 92.9	1.7	6.3	1.6	.	6.0	0.5	.	.	1.7	13.8	10.7	73.4
230	63	77 7	55.9	0.6	32.4	.	.	4.3 96.7	2.3	2.0	.	.	31.1	0.6	.	.	0.6	8.9	32.2	57.5
231	63	77 8	89.1	0.4	5.3	.	.	5.0 98.8	0.2	2.5	.	.	5.3	.	.	.	.	3.6	6.2	90.0
232	63	77 9	24.5	0.2	37.5	0.4	0.2	4.5 84.2	13.2	3.0	1.9	0.2	37.1	1.3	.	.	6.6	25.6	41.1	25.9
233	63	7710	1.5	0.1	90.7	.	.	4.0 97.5	1.7	2.9	0.6	.	90.1	0.6	.	.	0.6	6.3	90.6	2.2
234	63	7711	65.4	0.8	16.6	.	0.6	4.9 90.8	4.0	3.4	.	.	16.0	0.4	.	.	2.6	7.2	18.3	70.5
235	63	7727	82.8	.	3.7	.	.	5.0 93.5	1.0	2.2	0.8	.	3.5	0.8	.	.	1.8	6.5	7.4	83.2
236	63	78 4	40.4	2.1	19.5	0.2	.	4.7 82.1	7.8	6.0	.	.	10.4	0.2	.	2.4	2.1	17.0	36.4	41.7
237	63	78 7	40.5	0.8	19.0	0.8	.	4.7 79.1	10.7	8.4	1.2	.	16.6	1.5	.	.	0.8	14.0	21.5	20.0
238	63	78 9	11.1	0.4	41.3	0.4	0.2	4.4 78.1	12.6	4.7	1.6	.	30.5	11.3	.	.	8.5	29.1	36.3	25.1
239	63	7811	10.4	0.2	68.3	.	0.2	4.3 86.9	2.0	2.8	1.1	.	60.0	.	.	.	2.4	8.3	71.3	17.6
240	64	76 3	3.0	.	36.4	0.5	.	4.3 66.2	16.2	8.7	.	.	32.7	5.2	.	.	0.6	29.9	27.0	34.2
241	64	76 6	.	0.1	4.6	.	.	3.9 38.0	21.0	19.1	.	.	2.8	1.6	.	.	2.0	43.5	44.4	3.0
242	64	7610	.	.	0.8	.	.	3.6 21.5	9.0	6.8	.	.	1.5	.	.	.	.	77.4	19.6	0.8
243	64	77 4	.	.	12.9	5.1	.	4.0 58.1	39.0	8.9	.	.	12.6	5.5	.	.	0.4	40.9	45.4	12.7
244	64	77 7	4.4	0.4	14.3	1.0	.	4.1 40.1	23.0	10.7	.	0.2	12.5	2.4	.	.	3.6	53.3	21.9	14.1
245	64	7710	.	.	46.7	.	.	3.7 66.7	21.9	0.8	.	.	41.7	4.5	.	.	0.6	31.2	21.6	41.8
246	64	78 4	13.2	0.6	32.1	1.2	.	4.2 82.7	14.8	15.8	0.2	0.2	29.2	2.9	.	.	0.6	10.1	37.3	34.4
247	64	78 7	1.3	.	5.6	.	.	3.1 38.7	30.2	8.3	.	.	4.1	0.6	.	1.3	4.8	54.6	29.5	5.3
248	64	78 9	0.8	0.1	27.9	2.0	.	3.9 73.5	18.5	12.2	.	.	25.1	6.7	.	.	1.4	20.2	45.7	28.1
249	64	7811	.	.	34.7	0.2	0.4	4.0 49.0	52.6	2.1	.	.	34.2	1.6	.	.	1.0	45.9	16.8	35.2
250	65	76 3	12.4	2.6	17.9	1.7	0.6	4.3 77.6	7.9	20.8	0.4	0.3	16.2	3.7	.	.	11.6	48.9	21.8	16.3



Tableau 55 (suite)

PEC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					DESCY 10 SOMME	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.						variante (faciès)	
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	2C	3A	3B	1	2	3	4	5		6
251	65	76 6	.	.	5.6	2.3	.	4.1	40.7	4.0	9.5	.	5.6	2.4	.	2.3	57.3	34.0	6.1	0.1	III.8
252	65	76 10	.	.	4.7	0.6	0.2	4.1	44.4	9.4	19.5	0.7	3.2	4.1	.	6.0	37.1	50.7	3.2	1.8	
253	65	77 4	1.8	0.2	25.5	1.6	.	3.8	75.0	15.5	23.1	.	23.9	3.0	.	2.0	10.5	44.9	38.8	3.5	
254	65	77 7	.	.	23.5	2.2	.	4.0	50.3	24.3	12.6	.	23.5	3.0	.	1.1	46.3	25.7	25.8	0.7	
255	65	77 10	.	.	1.2	0.2	.	3.6	4.8	90.6	0.4	.	0.2	1.2	.	1.2	52.0	45.4	0.2	1.0	
256	65	78 4	0.3	0.4	82.6	0.6	.	4.1	90.9	5.3	2.5	.	81.8	1.4	.	6.7	6.8	83.4	1.8	III.9	
257	65	78 7	1.2	.	23.0	9.5	.	4.0	69.6	16.4	19.5	.	22.6	9.7	.	2.5	25.5	45.7	24.2		1.6
258	65	78 9	.	.	3.7	1.6	0.1	3.8	42.3	14.7	11.9	0.3	3.6	7.4	.	2.1	51.4	40.8	4.3		0.3
259	65	79 11	.	.	1.4	1.4	0.5	3.9	13.7	21.6	3.4	.	1.9	1.4	.	2.4	82.9	12.8	1.4		0.4
260	66	76 3	1.4	0.6	62.8	1.0	.	4.0	67.9	8.0	7.6	.	61.4	2.0	.	0.2	32.9	63.1	3.2		11.8
261	66	76 6	0.4	0.6	35.3	.	.	4.4	93.6	4.1	1.2	.	59.1	27.0	.	1.7	9.4	60.6	27.6	III.9	
262	66	76 10	0.8	0.4	68.4	.	.	4.4	95.4	7.9	7.5	.	49.9	18.5	.	1.4	19.0	58.1	20.7		20.7
263	66	77 4	43.4	1.7	37.4	.	.	4.8	91.6	3.2	1.1	.	27.3	9.5	.	0.4	6.2	35.6	57.5		57.5
264	66	77 7	7.2	1.2	86.9	.	.	4.8	97.1	1.0	0.4	.	23.0	63.7	.	0.2	0.8	1.8	24.8		71.6
265	66	77 10	1.7	0.4	83.0	.	.	4.8	91.8	2.1	0.2	.	27.4	56.2	.	2.1	6.3	31.3	59.9		59.9
266	67	76 3	0.4	0.7	32.9	0.2	.	4.1	80.4	12.9	22.1	.	9.9	17.4	.	0.2	53.8	19.3	25.9	III.9	
267	67	76 6	.	0.2	29.1	.	.	4.2	85.7	14.3	22.9	0.2	0.4	17.0	7.4	.	0.5	10.8	57.7	18.2	12.1
268	67	76 10	.	0.2	41.5	0.4	.	4.2	88.7	8.0	25.8	2.2	20.4	13.0	.	0.2	9.3	49.1	29.7	12.2	III.9
269	68	76 3	27.4	5.0	22.7	.	.	4.6	64.1	6.2	15.9	.	0.8	17.5	7.2	.	3.5	27.9	27.2	40.7	III.9
270	68	76 6	0.2	0.1	24.6	0.2	.	3.3	94.3	2.3	62.5	2.5	22.7	2.5	.	0.4	6.2	67.7	22.8	2.4	III.9
271	68	76 10	1.0	.	68.1	0.2	.	4.0	56.3	3.7	16.1	0.2	63.4	5.0	.	.	3.2	27.0	63.7	5.7	III.9
272	69	76 3	0.4	0.2	5.3	.	.	4.8	91.6	4.7	14.8	0.2	0.4	2.2	1.3	.	4.9	39.4	48.1	4.1	3.8
273	69	76 6	.	1.1	3.5	0.5	.	3.7	47.2	19.0	30.5	2.1	2.6	3.8	.	0.2	4.9	39.4	48.1	4.9	1.1
274	69	76 10	.	1.5	4.7	1.9	.	3.9	74.0	13.8	48.6	0.3	0.4	3.1	4.5	.	1.2	20.4	70.1	4.9	2.0
275	69	77 4	.	.	12.5	.	.	3.5	57.4	60.2	18.0	.	4.0	1.5	.	1.1	36.3	49.1	4.5	8.5	
276	69	77 7	.	1.4	2.9	2.5	.	3.9	30.4	63.3	19.7	0.6	1.4	5.1	.	2.3	65.0	26.7	3.1	1.6	
277	69	77 10	.	0.8	10.5	1.7	.	4.1	49.9	19.9	22.0	0.4	0.6	4.0	10.5	.	1.0	38.1	48.1	4.9	6.9
278	69	78 4	0.4	1.2	7.6	0.2	.	4.2	70.2	15.3	42.3	.	5.9	2.7	2.3	.	6.3	83.1	4.4	5.4	
279	69	78 7	0.6	0.8	5.4	1.8	.	3.7	52.3	41.6	27.1	.	1.0	4.8	7.4	.	1.2	33.9	56.1	6.2	1.6
280	69	78 9	1.0	0.8	6.3	2.0	0.2	4.1	44.1	14.9	15.2	1.1	0.2	4.0	7.0	0.4	1.0	43.9	43.7	6.4	2.8
281	69	79 11	.	.	0.4	0.4	.	3.6	9.3	89.4	6.8	.	.	0.9	.	.	0.2	54.1	44.5	0.1	0.4
282	70	76 3	.	1.9	9.1	.	.	4.2	83.4	19.9	30.1	0.4	0.8	6.7	2.3	.	12.1	73.7	10.9	2.8	
283	70	76 6	0.2	1.2	6.7	.	.	3.8	41.4	35.2	21.6	1.0	0.6	5.7	1.6	0.2	6.9	42.7	39.3	8.1	1.0
284	70	76 10	.	0.4	2.7	0.6	.	3.5	32.0	73.0	5.2	0.3	2.3	3.1	.	0.2	5.0	60.7	29.3	3.0	1.3
285	70	77 4	0.4	1.1	18.4	.	.	3.8	77.7	32.2	25.6	.	0.2	10.6	3.2	.	12.1	65.9	12.4	8.9	
286	70	77 7	0.1	.	5.1	0.2	.	3.5	20.9	67.7	5.6	0.5	2.4	2.9	.	.	5.7	70.7	17.0	2.9	2.9
287	70	77 10	.	.	3.6	.	.	3.4	9.0	79.5	1.6	.	3.6	0.1	.	.	3.8	84.1	7.6	3.7	0.1
288	70	78 4	0.5	0.4	8.7	.	.	4.0	64.6	25.4	36.7	.	0.4	5.1	2.2	.	1.3	29.3	60.0	6.0	3.7
289	70	78 7	.	1.6	10.8	0.2	.	3.9	44.1	51.0	10.1	0.2	0.6	9.5	4.2	.	3.3	46.7	34.1	12.2	1.4
290	70	78 9	.	0.4	1.2	.	.	3.5	14.0	95.2	4.3	1.4	0.1	0.7	1.1	.	4.2	82.4	10.7	1.7	0.6
291	70	79 11	0.2	1.7	21.9	.	.	3.9	38.0	58.8	6.7	.	21.5	1.1	.	0.1	3.2	46.3	24.1	24.1	0.5
292	71	76 3	.	.	4.9	0.2	.	4.0	88.9	9.6	91.9	.	4.2	0.9	.	.	8.4	85.7	4.9	0.7	
293	71	76 6	.	.	6.6	.	.	4.0	71.3	24.3	62.1	.	6.6	1.4	.	.	2.4	19.8	70.3	6.7	.
294	71	76 10	.	.	16.0	0.9	.	3.9	96.6	2.2	70.0	.	15.6	1.4	.	.	10.4	73.2	15.8	0.4	
295	72	76 3	.	0.1	0.6	0.8	.	4.0	86.1	7.3	96.3	.	0.4	1.7	.	0.2	.	9.3	88.1	0.8	0.5
296	72	76 6	.	0.7	2.0	4.1	.	4.0	54.7	15.4	42.5	.	1.8	4.4	.	7.3	0.3	29.5	59.3	2.5	0.2
297	72	76 10	.	.	1.0	2.4	.	4.0	41.9	43.1	36.4	.	0.2	3.2	.	23.7	.	31.9	41.9	0.3	0.3
298	75	76 3	98.1	0.6	0.6	.	.	5.0	95.5	.	.	.	.	3.0	.	.	.	0.2	0.3	99.1	1.1
299	75	76 6	95.0	.	1.7	.	.	5.0	98.3	0.2	0.8	.	0.4	.	.	.	3.2	1.4	1.2	96.7	III.9
300	75	76 10	93.4	.	3.2	.	.	5.0	96.8	.	.	.	1.0	2.2	.	.	0.1	1.0	98.5	.	III.9

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					DESCY 10 SOMME	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.					variantes (facies)					
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4		5	6			
301	79	76	3	5.8	•	71.2	0.6	3.0	4.2	84.1	2.8	2.2	•	74.2	0.6	•	•	2.4	17.7	73.8	5.8			
302	79	76	6	2.6	•	53.1	0.8	5.9	3.9	93.5	5.1	29.0	•	56.7	1.0	•	•	4.5	32.9	56.9	2.8			
303	79	76	10	•	•	16.7	1.5	10.3	4.0	78.7	19.6	18.2	0.4	•	25.4	1.5	1.8	•	17.7	53.0	25.6			
304	79	77	4	0.2	•	33.8	4.1	6.4	3.8	96.8	1.7	49.0	•	0.2	38.5	4.1	•	•	1.7	57.8	38.5	0.3		
305	79	77	7	•	•	57.6	1.9	5.9	3.9	96.0	3.8	26.3	•	•	60.3	1.9	•	•	0.4	34.2	60.3	•		
306	79	77	10	•	•	90.5	0.4	1.2	4.0	98.6	2.0	3.0	•	•	91.7	0.6	•	•	8.0	91.7	•			
307	80	76	3	6.3	0.9	35.6	0.7	0.6	3.7	92.8	1.8	9.7	•	•	32.6	4.2	•	•	36.4	16.0	36.2	11.1		
308	80	76	6	0.1	•	82.1	0.1	•	4.1	97.3	0.7	9.5	•	•	73.6	8.7	•	•	7.4	9.8	73.6	8.7		
309	80	76	10	0.1	0.3	89.7	1.1	•	4.0	97.8	0.5	1.4	•	•	89.3	1.7	•	•	3.8	5.0	89.9	0.7		
310	80	77	4	5.6	0.2	47.8	1.5	•	3.7	96.6	0.7	1.9	•	•	47.4	1.9	•	•	37.9	5.4	47.7	8.7		
311	80	77	7	13.8	•	32.4	•	0.2	3.8	91.1	1.9	4.1	0.2	•	32.0	0.5	•	•	0.2	42.6	8.9	33.1	15.0	
312	80	77	10	•	•	81.4	•	1.0	3.9	95.0	0.6	1.8	•	•	80.6	1.9	•	•	11.3	3.6	80.9	3.4		
313	80	78	4	0.8	•	85.0	0.2	0.4	3.9	93.4	1.2	0.4	•	•	85.4	0.2	•	•	10.4	1.0	85.4	2.4		
314	80	78	7	9.1	•	28.0	•	0.2	3.9	76.2	4.9	5.7	0.4	•	21.3	7.1	•	1.4	1.0	44.9	11.9	21.8	17.4	
315	80	78	9	2.6	0.2	53.8	•	0.8	3.9	89.2	3.2	5.1	•	•	42.9	11.7	•	•	29.0	10.5	44.6	16.1		
316	80	78	11	0.2	•	94.8	•	•	4.0	97.9	1.5	0.3	•	•	94.8	0.1	•	•	2.5	2.1	94.9	0.3		
317	81	76	3	•	•	4.4	•	•	3.9	67.1	44.1	21.5	•	•	3.9	1.0	•	•	0.2	28.8	66.3	4.0		
318	81	76	6	•	•	0.6	12.6	0.8	3.9	71.5	30.4	20.1	0.4	0.2	11.6	15.6	•	•	0.2	25.0	59.7	13.7	0.6	
319	81	76	10	•	1.0	7.1	1.7	•	3.9	60.9	40.1	21.0	•	0.8	6.5	9.6	•	•	36.1	53.5	9.1	0.6		
320	82	76	3	•	•	2.0	3.4	•	4.3	15.2	75.5	7.6	•	•	•	5.4	•	2.3	0.6	70.7	16.5	7.7	2.0	
321	82	76	6	•	•	1.3	0.8	•	3.9	9.0	92.3	2.5	•	•	•	2.1	•	3.8	•	85.8	9.0	0.1	1.3	
322	82	76	10	•	0.2	0.3	•	•	2.3	15.3	80.6	0.5	•	0.7	0.3	0.2	•	0.2	9.5	83.0	6.3	0.2	0.3	
323	82	77	4	•	•	0.9	•	•	4.0	29.5	67.1	15.4	•	0.2	0.4	0.4	•	1.7	1.9	64.6	30.6	0.4	0.6	
324	82	77	7	•	•	•	1.5	•	3.7	14.3	80.2	8.5	•	•	•	1.6	•	9.1	•	74.9	15.5	0.1	•	
325	82	77	10	•	•	2.4	1.1	•	3.8	42.6	60.1	20.0	•	5.3	•	3.5	•	2.7	•	52.8	39.7	1.7	2.4	
326	82	78	4	•	•	0.2	0.7	•	4.0	16.4	82.1	12.4	•	0.5	•	0.9	•	3.4	0.5	78.2	17.2	0.1	0.2	
327	82	78	7	•	•	0.4	1.3	•	3.7	30.8	70.9	22.4	•	0.2	•	1.7	•	6.5	1.5	59.8	31.0	0.3	0.4	
328	82	78	9	•	•	4.0	1.6	•	4.0	26.2	71.4	13.1	•	0.3	0.4	6.3	•	1.4	•	71.0	21.6	1.6	3.7	
329	82	78	11	•	•	1.6	1.4	•	4.4	7.4	90.4	2.8	•	0.3	•	3.0	•	2.4	•	89.0	6.3	0.1	1.6	
330	83	76	3	•	•	7.9	7.1	•	4.5	33.7	50.4	19.6	•	•	7.9	9.9	•	0.2	•	57.5	33.6	2.1	5.8	
331	83	76	6	•	•	8.7	1.1	•	4.2	26.2	67.5	13.2	•	•	2.8	7.1	•	6.1	•	64.7	19.9	2.4	6.5	
332	83	76	10	•	•	0.7	0.5	•	3.9	5.3	92.9	0.7	0.2	•	0.5	0.7	•	8.8	•	85.4	4.6	0.6	0.2	
333	83	77	4	•	•	0.4	3.2	•	4.0	20.5	68.6	14.9	•	•	1.6	5.3	•	3.9	0.6	73.6	20.9	0.2	0.3	
334	83	77	7	•	•	3.9	12.4	0.4	4.6	24.6	74.8	6.9	•	•	4.2	13.1	•	9.5	•	65.9	20.4	3.7	0.2	
335	83	77	10	•	•	0.7	4.2	•	4.6	7.9	95.1	2.0	•	•	0.7	4.2	•	9.8	0.5	81.5	7.2	0.8	•	
336	83	78	4	•	•	6.0	4.2	•	4.2	27.4	71.4	10.6	•	•	11.5	2.9	•	3.8	0.2	70.9	17.1	7.5	•	
337	83	78	7	•	0.6	13.4	25.9	•	4.6	49.8	47.7	7.8	•	•	12.7	27.1	•	7.5	0.4	39.8	37.3	13.9	0.6	
338	83	78	9	0.2	0.2	8.0	2.2	•	4.4	17.7	61.0	4.3	0.2	•	3.6	6.8	•	6.8	•	72.8	10.9	4.2	4.6	
339	83	78	11	•	•	18.2	2.8	•	4.1	25.7	73.1	3.0	•	•	17.8	3.6	•	3.0	0.2	68.9	9.0	17.9	0.4	
340	84	76	3	0.4	1.7	4.7	1.7	0.4	4.0	30.2	6.2	5.3	•	•	4.1	2.3	•	•	•	76.8	15.3	5.9	1.3	
341	85	76	3	1.3	1.1	6.1	•	0.5	3.3	80.1	11.1	10.1	0.1	•	5.8	1.6	•	0.9	72.0	15.4	7.8	2.2		
342	85	76	6	•	•	1.2	0.2	•	3.0	12.0	52.1	1.4	•	•	•	1.4	•	1.4	8.3	46.9	41.8	•	1.2	
343	85	76	10	•	•	6.2	•	•	3.1	88.9	7.4	6.8	0.1	•	5.9	0.7	•	•	1.1	79.0	12.8	6.3	0.5	
344	85	77	7	0.4	0.1	3.3	1.2	•	3.4	62.0	7.9	17.6	0.2	0.2	2.3	2.9	•	0.8	0.4	69.3	23.9	2.9	1.9	
345	85	77	10	0.6	0.4	11.3	0.4	•	3.3	67.9	16.4	9.8	•	•	9.0	3.0	•	•	68.4	16.7	10.5	3.0		
346	85	78	4	•	•	3.8	0.4	•	3.2	71.8	5.9	8.5	•	•	3.5	1.5	•	0.6	0.1	78.2	12.8	4.2	0.9	
347	85	78	7	•	0.2	3.0	1.1	•	4.0	21.1	12.3	9.2	•	•	1.5	3.6	•	1.1	6.4	74.2	14.1	1.5	1.7	
348	85	78	9	0.7	0.3	10.1	1.9	•	3.6	54.1	25.3	15.9	0.4	0.2	7.3	5.4	•	1.7	0.2	53.9	28.8	8.9	3.9	
349	85	78	11	0.2	0.2	10.3	1.2	0.1	3.4	55.3	23.1	10.5	•	•	8.9	2.7	•	5.5	0.4	64.1	17.8	9.1	1.7	
350	86	76	3	•	•	4.4	•	•	4.8	62.2	15.3	34.2	•	0.2	3.3	0.8	•	0.9	•	10.5	42.1	45.0	1.1	

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					DESCY 10	DESCY SOMME	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.					variants (facies)				
			1	2	3	4	5			1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4		5	6		
351	86	76 6	C.2	.	4.8	0.4	.	3.7	26.3	20.3	50.6	.	0.7	4.3	1.4	0.5	6.4	21.5	63.8	7.1	0.2			
352	86	7610	.	.	5.5	2.9	.	3.2	41.2	24.2	29.6	2.3	.	6.8	3.4	2.4	12.1	31.2	45.0	5.6	1.0			
353	87	76 3	.	.	0.2	2.0	.	4.4	58.3	31.1	39.3	.	.	0.2	2.2	.	1.1	29.7	49.2	20.5	.			
354	87	76 6	.	0.2	2.3	1.0	.	3.4	30.7	36.6	32.1	.	.	2.3	3.5	0.2	10.9	37.5	44.3	6.8	0.1			
355	87	7610	.	.	1.9	5.5	.	3.9	26.3	41.3	11.5	0.1	.	0.4	7.2	1.6	1.0	69.6	26.2	0.3	1.7			
356	87	77 4	.	.	4.1	.	.	4.5	36.7	41.2	7.3	.	.	3.8	0.2	.	1.9	52.5	17.5	27.6	0.2			
357	87	77 7	.	.	9.4	5.3	.	4.1	36.4	51.4	14.2	.	.	9.9	5.5	.	1.1	56.5	29.6	12.1	.			
358	87	7710	.	0.2	5.5	2.5	.	3.9	68.5	27.2	54.2	0.1	0.4	1.1	0.9	.	0.4	22.6	69.7	2.5	4.5			
359	88	76 3	.	.	39.4	.	.	4.0	96.2	2.1	36.2	.	0.2	35.2	3.2	.	.	41.3	54.6	3.8	.			
360	88	76 6	.	.	47.1	0.2	.	4.0	94.0	0.7	39.5	0.6	.	45.4	2.0	.	.	4.1	43.2	49.4	2.9			
361	88	7610	.	.	52.3	0.2	.	4.2	82.0	9.2	11.4	.	1.1	39.7	14.2	.	0.5	15.3	28.1	42.3	13.4			
362	89	76 3	.	.	63.3	0.6	.	4.0	97.3	2.3	25.9	.	0.4	62.0	1.1	.	.	0.7	35.2	63.3	0.7	III.9		
363	89	76 6	0.8	.	38.1	1.0	.	4.1	94.3	1.8	36.7	.	0.6	33.8	5.3	.	.	51.9	41.6	5.5	.			
364	89	7610	.	0.2	50.9	1.3	.	4.1	75.5	22.7	7.1	1.2	.	43.4	8.7	.	0.2	15.8	21.7	48.7	8.5			
365	90	76 3	.	C.1	13.8	0.6	.	4.0	71.8	8.4	60.6	.	0.6	8.2	7.8	0.2	2.4	10.0	51.6	30.7	4.7			
366	90	76 6	.	.	34.3	2.6	.	4.1	82.6	8.7	29.0	.	.	30.5	6.9	0.6	3.2	26.7	56.5	6.7	5.2			
367	90	7610	.	.	11.0	2.0	.	3.8	75.3	15.3	40.1	0.4	.	7.8	7.0	.	.	.	.	.	.	III.9		
368	91	76 3	.	.	48.8	.	.	4.2	95.0	5.4	27.2	.	.	40.1	4.6	.	.	36.5	51.6	11.3	.			
369	91	76 6	.	0.2	64.7	0.6	.	4.2	96.1	1.5	22.5	.	.	54.0	9.5	.	.	27.4	59.1	12.6	.			
370	91	7610	.	0.2	84.0	0.8	.	4.3	97.1	2.3	6.2	.	.	63.6	21.8	.	.	1.0	10.4	66.9	21.2			
371	91	77 4	.	.	78.0	.	.	4.3	97.3	2.6	9.5	.	.	58.9	2.6	.	.	13.1	65.9	20.1	.			
372	91	77 5	0.4	0.1	73.2	0.4	.	4.3	95.3	4.2	8.2	.	.	59.5	6.9	.	.	0.1	14.3	68.3	17.0			
373	91	77 6	.	0.1	81.3	0.2	.	4.1	97.9	4.9	3.7	.	.	74.5	7.8	.	.	.	9.8	82.0	7.9			
374	91	77 7	0.2	0.2	71.4	.	.	3.9	96.4	17.9	4.2	.	.	60.6	8.7	.	.	24.3	62.3	12.6	.			
375	91	77 8	0.2	.	66.7	3.3	.	4.3	95.3	8.7	11.6	.	.	49.3	18.9	.	.	0.6	25.5	52.8	19.9			
376	91	77 9	0.4	.	73.3	1.6	.	4.3	94.3	4.7	10.2	.	.	53.3	21.0	.	.	0.2	21.2	55.4	22.3			
377	91	7710	.	0.2	69.6	0.8	.	4.2	95.0	6.3	15.2	0.1	.	54.4	15.9	.	.	0.3	25.8	55.8	17.8			
378	91	7727	.	C.2	90.2	0.4	.	4.1	96.4	2.9	4.4	.	.	80.8	4.9	.	.	0.7	9.9	83.2	5.0			
379	91	7727	.	C.2	90.2	0.4	.	4.2	95.4	3.7	6.5	.	.	70.8	9.4	.	.	0.6	12.0	74.6	11.8			
380	91	78 3	.	.	65.3	0.2	.	4.2	93.1	9.5	16.1	.	0.2	51.1	2.6	.	.	26.0	56.5	16.9	.			
381	91	78 5	0.6	C.2	51.6	0.4	.	4.5	93.2	4.3	31.8	.	0.2	19.4	3.4	.	.	39.2	25.0	35.1	.			
382	91	78 6	C.4	.	57.8	.	.	4.3	92.7	6.2	23.3	0.2	.	39.9	5.2	.	.	35.4	43.1	20.7	.			
383	91	78 6	0.4	0.2	62.4	0.9	.	4.3	92.3	9.7	15.7	.	.	37.4	19.8	.	.	28.9	41.0	29.4	.			
384	91	78 7	.	0.2	53.3	0.9	.	4.2	95.1	10.9	9.1	.	.	43.4	19.2	.	.	25.7	51.9	21.8	.			
385	91	78 8	0.4	.	66.0	1.0	.	4.3	96.5	5.0	18.2	.	.	44.2	21.3	.	.	26.4	49.0	23.9	.			
386	91	78 9	0.9	.	66.8	1.5	.	4.3	96.4	8.1	16.2	.	.	39.9	28.2	.	0.6	27.4	42.7	28.8	.			
387	91	7810	0.7	C.2	71.5	1.0	.	4.3	95.6	7.3	12.1	.	.	48.2	23.7	.	.	22.7	50.1	26.3	.			
388	91	7811	0.3	.	79.0	1.4	.	4.3	96.0	4.1	8.3	.	.	60.6	18.8	.	.	16.1	62.3	20.5	.			
389	91	7812	0.2	0.5	76.7	0.4	.	4.3	94.7	4.1	11.5	.	.	56.9	19.3	.	.	17.0	61.3	21.0	.			
390	91	79 4	.	0.2	52.1	.	.	4.3	96.5	12.3	25.4	.	0.2	29.5	8.6	.	.	38.2	38.1	23.3	.			
391	92	76 3	.	.	22.0	0.2	.	4.3	67.1	24.0	43.7	.	.	0.6	21.1	.	1.7	21.1	51.9	2.9	21.7			
392	92	76 6	.	0.4	7.4	2.6	.	4.0	45.0	39.9	28.6	0.2	.	3.6	7.8	3.2	4.3	40.3	43.2	4.1	4.0			
393	92	7610	.	.	4.5	1.7	0.2	3.7	50.2	39.3	26.5	0.4	0.2	2.9	4.6	6.5	3.5	38.2	45.1	3.4	2.2			
394	92	77 4	.	0.2	5.9	0.8	.	3.8	52.9	42.6	32.7	.	.	2.4	3.0	.	0.8	37.9	53.0	3.0	3.6			
395	92	77 7	.	0.2	4.3	3.8	.	3.9	44.4	41.8	19.1	.	.	3.4	4.9	0.2	1.4	50.2	42.5	4.0	1.0			
396	92	7710	.	.	3.6	0.9	.	3.7	34.9	18.7	29.7	20.6	.	1.3	3.2	1.9	1.0	53.9	39.1	1.4	2.3			
397	93	76 3	98.8	0.7	.	.	.	3.0	95.6	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	0.7	98.8	I.2			
398	93	76 6	90.5	.	.	.	.	3.0	99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	.	99.5			
399	93	7610	79.0	12.5	.	.	.	4.9	95.4	0.6	0.4	0.4	.	12.1	0.6	.	.	3.2	1.6	14.7	80.1			
400	93	77 4	99.6	0.2	.	.	.	5.0	99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	99.6		

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					ID	DESCY	GROUPES: L-B.					GROUPES R.F.					variante (facies)				
			1	2	3	4	5			1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4		5	6		
401	94	76 3	86.6	C.2	.	.	.	5.0	87.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.5	99.4	I.3
402	94	76 6	81.2	C.6	.	.	.	5.0	82.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.5	98.3	.
403	94	7610	44.5	.	.	.	.	5.0	46.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	1.3	98.4	.
404	95	76 3	95.2	.	.	.	.	5.0	95.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	99.8	I.3
405	95	76 6	92.9	2.6	0.2	.	.	5.0	95.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	0.4	99.3	.
406	95	7610	35.3	0.4	.	.	.	5.0	36.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.0	98.9	I.3
407	96	76 3	93.5	.	.	.	.	5.0	93.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	99.7	I.3
408	97	76 3	0.2	0.6	8.4	0.6	.	4.0	69.4	21.4	32.1	.	0.2	7.4	0.8	.	.	.	.	6.7	66.2	25.4	1.2	.
409	98	76 3	C.2	C.2	32.6	0.5	.	4.2	95.1	5.8	45.3	.	0.2	28.3	0.5	.	.	0.1	53.5	39.0	6.6	11.8	.	
410	98	76 6	0.2	0.2	61.5	0.2	.	4.2	90.5	2.2	21.6	.	.	56.2	1.5	.	.	0.6	25.3	60.2	9.6	.	.	
411	98	7610	.	.	84.3	.	.	4.1	95.5	6.2	3.6	.	.	70.4	14.0	.	.	0.2	10.7	71.4	16.6	.	.	
412	98	77 4	.	.	63.9	.	.	4.3	96.1	7.9	5.8	.	.	54.2	3.4	.	.	.	14.4	73.0	12.3	.	.	
413	98	77 7	0.2	0.2	83.6	1.0	.	4.4	97.5	1.5	6.3	.	.	63.7	17.7	.	.	0.4	10.1	68.0	21.2	.	.	
414	98	7710	0.2	.	75.2	0.7	.	4.0	95.8	5.4	12.0	.	.	70.5	5.2	.	.	.	19.1	72.1	6.6	.	.	
415	99	76 3	0.2	1.3	10.0	2.2	.	4.4	81.8	10.2	24.1	.	0.2	5.9	2.1	.	0.2	4.5	49.2	40.9	4.6	.	.	
416	99	76 6	.	0.7	23.9	7.8	.	4.1	75.2	14.0	32.9	1.2	.	22.8	9.2	.	.	14.0	55.9	28.2	1.3	.	.	
417	99	7610	.	.	11.6	5.0	.	4.1	64.3	12.2	25.6	1.0	0.2	4.0	14.0	.	0.4	31.6	52.7	5.8	8.7	.	.	
418	99	77 4	.	0.4	18.9	7.5	.	4.2	95.3	4.5	26.0	.	.	18.3	8.3	.	.	0.9	41.1	56.7	0.6	.	.	
419	99	77 7	0.8	0.7	35.2	6.3	.	4.2	79.3	13.7	17.6	0.3	0.1	32.9	9.2	.	0.2	13.9	44.8	37.0	3.4	.	.	
420	99	7710	.	.	19.2	1.4	.	3.9	90.2	20.0	47.1	0.4	.	11.8	11.1	.	0.6	5.4	72.4	12.9	7.9	.	.	
421	100	76 3	25.8	0.6	8.7	1.6	.	4.7	69.3	14.7	19.4	.	0.4	3.8	2.3	.	.	21.6	26.6	17.5	33.6	.	.	
422	100	76 6	1.3	1.5	4.5	1.3	.	4.0	66.8	20.2	31.8	.	0.2	0.9	5.6	0.2	0.6	34.8	51.8	6.7	4.2	.	.	
423	100	7610	.	.	16.4	1.9	.	3.8	83.2	15.0	59.3	.	0.2	0.4	15.4	.	0.2	14.8	67.5	0.7	16.0	.	.	
424	101	76 3	.	0.6	13.3	.	.	2.9	78.2	57.8	3.8	.	.	11.2	2.1	.	.	4.0	64.7	23.1	2.7	.	.	
425	101	76 6	16.6	1.4	23.7	.	0.2	4.4	78.3	15.2	8.0	.	1.9	22.3	8.8	.	.	14.2	38.0	28.0	17.8	.	.	
426	102	76 3	.	0.4	2.4	0.6	.	3.7	52.3	14.3	62.7	.	.	2.0	4.7	.	1.4	14.3	75.4	7.7	0.4	.	.	
427	102	76 6	.	1.4	3.8	1.1	.	3.9	69.8	15.4	40.2	0.5	0.2	2.7	5.3	.	3.3	16.6	73.1	5.1	1.2	.	.	
428	102	7610	.	0.2	3.1	0.6	.	3.3	37.3	43.7	12.4	.	.	2.0	5.1	.	.	2.4	56.9	36.1	2.4	1.6	.	
429	102	77 4	.	C.2	9.1	0.8	.	3.8	72.8	25.9	51.5	.	0.4	4.3	4.3	.	1.8	18.7	66.7	6.9	4.9	.	.	
430	102	77 7	.	1.8	5.4	7.9	.	4.1	52.0	38.2	23.3	1.0	0.6	4.7	11.9	.	1.6	42.4	45.2	9.6	0.7	.	.	
431	102	7710	.	0.8	3.2	0.8	.	4.0	46.3	16.4	55.2	0.4	.	2.2	4.8	.	0.4	28.0	64.9	4.4	1.0	.	.	
432	103	76 3	.	.	0.3	.	.	1.5	24.9	98.5	2.0	.	0.1	0.2	0.2	41.2	18.6	31.3	8.0	0.5	0.1	.	.	
433	103	76 6	.	0.2	2.5	.	.	1.1	32.5	95.0	0.3	.	.	.	0.1	74.8	11.7	10.9	2.2	0.1	0.1	.	.	
434	103	7610	.	0.4	2.2	.	.	1.1	72.6	89.4	1.2	.	.	2.5	.	84.7	0.8	8.0	2.9	2.8	.	.	.	
435	103	77 4	.	.	0.8	.	.	1.7	15.8	90.6	2.7	.	.	2.1	.	13.7	19.6	47.3	16.2	2.6	.	.	.	
436	103	77 7	.	.	.	.	.	1.9	3.0	95.5	0.2	.	.	0.7	.	60.2	3.5	33.5	1.5	0.8	.	.	.	
437	103	7710	.	.	.	.	.	2.0	1.0	88.6	0.2	.	.	.	.	62.7	0.9	35.0	1.0	0.1	.	.	.	
438	103	78 4	.	.	2.2	.	.	3.1	4.3	93.0	2.0	.	.	2.2	0.1	73.3	1.4	17.9	4.4	2.3	.	.	.	
439	103	78 7	.	0.2	2.3	.	.	1.9	9.1	95.8	0.5	.	.	2.3	.	79.0	7.0	9.0	1.8	2.6	.	.	.	
440	103	78 9	.	0.2	0.6	.	.	3.2	1.9	95.7	0.1	.	.	0.6	.	80.7	0.4	17.0	0.9	0.9	.	.	.	
441	103	7811	.	0.2	0.6	.	.	3.2	2.5	93.6	.	.	0.2	0.6	0.2	72.1	1.2	23.0	1.1	1.2	.	.	.	
442	104	75 3	.	2.2	.	.	.	4.0	31.5	24.1	63.9	.	.	0.4	2.0	0.3	1.6	20.0	74.3	0.9	1.8	.	.	
443	104	76 6	0.2	0.9	6.5	5.4	.	4.2	38.2	44.0	30.9	.	.	4.2	8.7	5.4	3.0	39.4	42.9	5.5	2.4	.	.	
444	104	7610	.	.	0.5	1.1	.	2.6	25.6	84.4	3.7	.	.	0.2	1.7	45.6	4.1	27.5	21.3	0.4	0.4	.	.	
445	104	77 4	.	0.2	3.3	7.5	.	4.5	26.0	71.3	14.6	.	.	10.6	.	5.7	0.2	62.7	27.5	0.4	3.3	.	.	
446	104	77 7	.	C.2	2.3	6.6	.	4.2	28.2	65.3	14.2	.	0.4	1.0	8.2	4.8	2.9	56.6	29.9	3.3	1.4	.	.	
447	104	7710	.	0.6	2.5	.	.	4.8	45.2	25.6	32.0	.	.	2.5	1.4	2.5	3.6	34.5	55.0	3.5	.	.	.	
448	105	76 3	.	1.1	6.5	0.4	.	4.0	64.4	19.6	56.7	.	0.2	5.6	0.7	.	1.0	18.1	69.9	9.7	0.9	.	.	
449	105	7610	.	1.1	1.7	.	.	3.5	29.9	23.4	36.8	.	.	0.6	2.9	.	2.5	50.2	45.5	0.8	0.6	.	.	
450	105	76 3	.	0.6	3.9	0.6	0.6	3.9	61.8	24.0	54.2	.	0.2	4.3	1.1	0.2	.	23.2	66.4	7.3	0.3	.	.	

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES					DESCY	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.					variante (faciès)			
			1	2	3	4	5		10	SCMME	1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2		3	4	5
451	106	76 6	.	C.2	0.7	3.0	.	4.1	33.3	43.3	29.2	.	.	0.7	3.2	6.1	0.4	39.9	52.2	1.1	0.1	
452	106	7610	.	.	0.9	2.7	0.3	3.9	26.4	55.5	15.3	.	.	1.3	2.7	15.6	.	51.5	31.5	0.9	.	
453	107	76 3	1.3	0.2	3.7	3.2	0.6	4.1	53.5	35.7	46.2	.	.	3.4	3.8	4.7	.	30.0	59.1	2.8	2.6	
454	107	76 6	.	.	2.0	2.2	.	4.0	42.0	31.7	43.2	.	0.2	2.4	2.2	2.9	1.4	39.9	54.0	1.2	0.6	
455	107	761C	.	.	0.3	3.3	.	4.0	37.0	42.2	22.5	.	0.2	3.4	3.8	4.2	6.5	54.3	34.1	0.4	.	
456	108	76 3	.	0.4	9.3	1.5	.	4.1	53.4	28.9	41.1	.	.	3.9	8.0	.	0.9	22.7	60.9	9.0	6.0	
457	108	76 6	.	.	8.4	2.9	.	4.1	41.3	21.2	31.3	1.0	0.2	8.5	3.3	.	7.2	34.9	49.0	8.1	0.4	
458	108	761C	.	.	54.3	5.3	2.5	4.0	87.0	9.3	12.4	.	.	59.1	6.5	1.7	0.6	12.2	28.3	54.8	1.7	
459	109	76 3	.	.	3.2	0.6	.	4.0	50.2	9.5	73.3	0.1	.	2.4	6.9	.	1.0	12.7	32.0	2.8	0.9	
460	109	76 6	.	.	8.1	1.2	2.3	4.0	53.0	32.7	44.7	0.1	.	11.7	2.7	21.9	0.8	15.7	52.8	8.3	0.2	
461	109	761C	.	.	12.5	2.1	11.3	4.0	52.6	23.9	20.3	0.5	.	30.4	3.5	11.1	0.5	40.7	32.5	12.9	0.5	
462	110	76 3	.	.	9.8	0.8	0.4	3.9	43.9	37.4	38.3	.	.	9.0	5.2	0.8	.	30.7	58.1	8.4	1.7	
463	110	76 6	.	.	11.6	1.9	0.7	4.0	53.9	17.0	48.9	0.2	.	12.0	5.4	5.8	1.7	19.6	59.8	11.5	0.6	
464	110	761C	.	.	22.6	2.7	5.8	3.9	60.4	21.2	22.6	.	.	31.3	1.9	12.3	0.9	32.4	30.3	23.0	.	
465	111	76 3	5.7	C.4	53.9	1.8	3.5	4.6	89.1	4.7	15.0	.	.	30.1	2.7	.	2.1	26.2	35.3	33.6	III.10	
466	111	76 6	0.2	.	35.5	2.4	3.0	4.2	73.1	12.3	18.2	.	1.1	26.9	8.0	.	0.9	9.1	46.4	31.5	12.1	
467	111	761C	.	.	92.2	0.2	.	4.0	95.6	1.0	2.2	.	.	92.2	0.2	.	.	.	3.4	92.2	4.1	
468	112	76 3	.	C.2	16.5	.	.	4.1	60.4	22.8	50.0	.	0.2	1.3	0.1	.	.	15.7	63.3	5.6	15.3	
469	112	76 6	.	0.1	1.5	1.3	.	3.7	38.4	34.8	25.3	0.2	0.1	0.7	1.9	.	2.8	36.1	58.0	1.8	0.9	
470	112	761C	.	0.2	4.3	0.2	.	3.7	52.7	20.5	60.1	0.7	0.2	2.5	3.0	.	.	11.9	81.9	3.3	2.3	
471	113	76 3	.	0.2	42.9	.	.	4.6	73.3	12.7	24.5	.	0.4	4.8	3.6	.	0.6	46.3	14.4	38.2	.	
472	113	76 6	0.2	0.8	38.4	1.0	.	4.1	87.7	18.3	22.6	.	0.4	23.9	6.8	.	0.2	6.0	52.2	26.2	14.7	
473	113	761C	.	0.2	31.8	5.0	.	4.1	70.5	19.8	14.9	0.8	0.6	30.1	5.8	.	.	14.2	49.3	33.5	1.8	
474	113	77 4	0.2	.	54.6	1.2	.	4.1	90.7	15.1	15.8	.	.	41.1	6.6	.	.	1.4	38.4	45.9	13.7	
475	113	77 5	0.6	0.4	42.0	0.6	.	4.2	89.4	13.6	24.6	.	1.7	23.8	10.3	.	.	2.9	48.0	29.3	19.3	
476	113	77 6	0.4	1.4	52.7	11.0	.	4.1	89.0	16.7	3.1	.	.	44.3	20.4	.	.	1.3	40.2	49.3	8.9	
477	113	77 7	0.6	0.6	63.0	6.5	.	4.1	90.0	9.5	4.7	.	.	59.3	9.8	.	.	2.3	28.5	63.4	4.8	
478	113	77 8	0.5	0.7	18.3	6.2	.	4.2	88.6	14.2	22.9	.	1.1	11.6	21.3	.	.	2.5	68.1	20.5	8.1	
479	113	77 9	0.4	C.6	29.1	2.3	.	4.0	84.9	17.6	21.5	.	2.0	25.6	9.8	.	0.6	7.6	54.2	32.0	4.7	
480	113	771C	0.4	0.4	24.7	1.2	.	4.1	81.3	8.9	30.9	.	4.4	20.5	11.5	.	0.2	7.0	60.4	24.3	7.0	
481	113	7711	0.6	C.4	13.1	6.0	.	4.2	67.0	6.6	37.5	.	11.5	11.4	9.9	.	.	5.6	67.6	22.6	3.4	
482	113	7727	1.1	1.1	45.5	5.1	.	4.2	83.0	7.1	6.0	6.6	0.4	41.9	10.3	.	.	13.2	28.7	47.6	5.0	
483	114	76 3	.	.	8.7	0.4	.	3.9	56.4	31.6	44.0	.	.	3.0	0.9	.	.	11.4	75.2	8.4	4.8	
484	114	76 6	.	.	5.5	6.5	.	3.8	37.1	13.8	15.8	4.9	.	2.0	6.7	.	2.3	54.0	36.2	3.2	2.9	
485	114	761C	.	0.5	4.4	16.0	.	4.0	78.8	10.0	52.5	.	0.5	3.2	17.3	.	0.2	23.2	69.7	5.3	1.4	
486	114	77 4	.	.	10.7	2.0	.	4.1	43.7	29.4	41.3	.	.	4.7	3.0	.	0.2	25.3	53.2	14.7	5.9	
487	114	77 7	.	0.6	15.2	16.0	.	4.2	63.5	28.1	21.6	0.2	0.1	9.8	21.3	.	0.4	23.7	56.0	14.0	5.6	
488	114	771C	.	0.8	13.2	1.2	.	4.2	33.6	12.6	56.4	1.0	0.2	3.7	9.7	.	.	13.4	70.2	5.9	9.8	
489	115	76 3	.	.	0.6	0.8	.	3.9	24.1	53.5	31.7	.	.	1.2	.	.	.	35.8	63.3	0.1	0.6	
490	115	76 6	.	0.4	3.9	1.3	.	3.8	51.3	16.2	41.9	6.4	0.4	1.3	6.2	.	2.6	35.4	54.9	4.0	2.6	
491	115	761C	.	0.4	9.0	7.3	.	3.9	76.0	11.0	53.5	.	0.2	1.9	15.6	.	.	33.4	56.7	2.6	7.1	
492	116	76 3	.	0.8	4.1	.	.	3.9	46.5	11.7	62.9	.	.	1.4	2.0	.	.	15.4	74.8	6.3	2.7	
493	116	76 6	.	0.7	6.1	0.7	.	3.8	35.7	21.0	42.7	1.2	0.3	3.5	2.5	.	5.5	35.9	50.5	5.0	2.5	
494	116	761C	.	0.6	4.7	1.7	.	3.5	54.9	34.9	37.6	0.1	0.2	1.9	6.6	2.7	6.4	35.8	49.1	2.8	3.0	
495	117	76 3	.	.	0.9	0.5	.	3.9	35.5	52.4	35.0	.	.	.	0.5	.	.	17.6	80.9	0.2	0.5	
496	117	76 6	.	.	5.7	.	.	3.9	23.1	45.2	21.4	.	.	1.2	5.7	.	2.3	37.8	59.2	0.1	.	
497	117	761C	.	0.6	5.7	1.0	.	3.9	56.3	24.3	37.8	0.2	.	1.2	.	.	.	37.3	55.0	2.8	4.2	
498	118	76 3	.	0.4	0.6	.	.	3.9	39.1	18.3	70.4	.	.	0.6	.	.	0.6	3.4	86.3	3.1	0.1	
499	118	76 6	0.2	.	4.5	.	.	3.9	43.3	34.3	34.7	0.4	.	3.5	1.2	.	2.2	32.7	59.2	4.2	1.2	
500	118	761C	.	.	9.2	0.2	0.7	3.7	64.7	24.3	38.3	.	.	8.0	2.1	0.2	1.0	25.5	63.9	7.3	1.9	

Tableau 55 (suite)

PEC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					ID	DESCY SOMME	GROUPES: L.-B.					GROUPES R.F.					variante (facies)	
			1	2	3	4	5			1	2A	28	27	3A	38	1	2	3	4		5
501	119	76	3	20.8	4.1	4.4	.	4.9	39.7	1.6	1.9	.	2.1	0.6	.	.	0.4	4.4	12.3	82.1	11.7
502	119	76	6	46.2	1.6	5.0	.	4.9	66.9	1.4	4.2	.	2.0	1.1	.	.	0.5	6.1	12.7	80.1	
503	119	76	10	17.3	57.5	.	.	4.3	98.1	14.1	.	.	55.2	2.3	.	.	14.7	64.1	20.7		
504	119	77	4	26.0	2.5	5.6	.	5.0	46.0	0.6	0.2	.	2.5	2.2	.	.	0.6	1.1	15.6	81.8	
505	119	77	7	56.3	3.5	11.1	.	4.9	78.6	0.4	1.2	.	8.3	2.4	.	.	0.6	1.8	17.5	78.6	
506	119	77	10	35.7	3.8	3.0	.	4.9	55.9	5.1	0.1	.	0.4	2.9	.	.	1.4	6.9	13.7	77.3	
507	119	78	3	87.8	1.0	1.8	.	5.0	95.8	0.8	0.2	.	.	1.0	.	.	.	5.2	92.1	86.3	
508	119	78	4	51.3	2.8	4.2	.	5.0	66.6	1.0	0.4	.	1.0	2.3	.	.	0.2	3.3	9.9	86.3	
509	119	78	5	35.0	1.6	2.6	.	5.0	53.2	0.4	2.2	.	0.6	0.6	.	.	3.5	13.9	81.6		
510	119	78	6	49.7	4.2	9.1	.	4.9	77.8	1.6	2.0	.	3.4	4.8	.	.	0.8	5.1	16.1	77.0	
511	119	78	7	40.0	2.8	5.3	.	5.0	58.9	1.2	0.7	.	1.8	3.2	.	.	0.2	3.8	11.5	83.6	
512	119	78	8	54.4	3.8	5.7	.	4.9	78.0	4.0	0.6	0.4	.	3.4	.	.	0.5	5.7	13.7	78.7	
513	119	78	9	44.7	2.6	5.7	.	4.9	81.7	4.5	0.9	.	1.9	4.6	.	.	1.1	14.4	17.4	66.2	
514	119	78	10	42.4	5.7	5.8	0.2	4.9	75.7	4.2	1.0	.	1.3	4.6	.	.	0.6	8.8	18.2	71.2	
515	119	78	11	28.7	4.9	5.1	.	4.9	60.0	2.8	1.9	0.2	1.5	3.3	.	.	1.1	8.5	18.8	69.9	
516	119	78	12	12.1	2.9	34.4	.	4.5	72.2	8.6	1.7	.	0.2	33.0	2.2	.	.	12.3	45.1	41.1	
517	119	79	4	21.0	2.0	1.8	0.0	5.0	33.5	.	0.2	.	1.0	0.2	.	.	0.2	0.6	9.2	88.3	
518	120	76	3	.	3.3	.	0.1	3.8	46.7	31.2	62.0	.	3.1	0.6	.	.	25.7	69.7	3.8	0.4	11.7
519	120	76	6	.	0.4	5.6	0.2	1.9	42.7	22.2	45.4	0.4	5.1	4.2	0.4	5.6	27.4	59.1	4.2	2.6	
520	120	76	10	.	0.2	1.7	8.3	0.0	53.3	46.8	17.6	.	0.9	9.3	5.7	0.1	34.9	57.0	1.1	0.9	
521	121	76	3	19.7	3.4	42.1	.	4.7	83.9	6.4	1.0	.	22.2	13.5	.	.	0.1	9.4	35.3	54.4	
522	121	76	6	6.0	1.1	73.8	.	4.9	90.4	2.0	0.9	.	15.7	56.3	.	.	4.8	22.6	72.0	72.0	
523	121	76	10	2.0	2.0	82.7	.	4.3	97.0	5.7	0.1	.	67.5	14.9	.	.	0.2	6.3	74.6	18.4	
524	121	77	4	19.4	1.4	47.9	.	4.7	86.5	1.2	0.4	.	38.7	6.5	.	.	0.2	5.2	32.3	44.9	
525	121	77	5	31.3	2.8	39.3	.	4.9	84.9	1.6	0.8	.	10.4	14.0	.	.	0.2	4.0	21.3	73.0	
526	121	77	6	27.0	2.1	39.8	.	4.9	81.2	1.7	0.4	.	11.8	21.4	.	.	0.7	3.2	25.2	70.4	
527	121	77	7	16.8	2.0	65.5	.	4.8	91.3	2.4	0.2	.	21.8	42.8	.	.	3.2	27.9	68.2	68.2	
528	121	77	8	13.5	1.4	59.4	.	4.7	89.0	4.6	.	.	36.8	22.6	.	.	0.9	5.2	48.5	44.7	
529	121	77	9	8.8	1.1	68.7	.	4.5	95.3	10.3	.	.	45.6	23.1	.	.	10.7	53.6	35.1	35.1	
530	121	77	10	4.9	2.6	72.6	.	4.6	93.8	5.3	.	0.2	45.3	27.3	.	.	6.0	56.7	36.2	36.2	
531	121	77	11	6.7	2.8	70.5	.	4.5	97.5	5.5	.	.	56.3	14.6	.	.	5.8	71.8	22.2	22.2	
532	121	77	27	9.5	1.1	77.5	.	4.6	95.4	5.4	0.2	.	40.5	36.3	.	.	6.3	44.1	49.0	49.0	
533	121	78	3	41.1	2.9	26.9	.	4.9	88.0	1.2	0.2	.	18.8	5.9	.	.	1.7	37.1	60.5	60.5	
534	121	78	4	56.6	1.7	19.4	.	4.9	88.4	0.9	.	.	17.0	2.3	.	.	1.4	27.3	70.4	70.4	
535	121	78	5	33.2	1.7	28.7	.	4.9	79.6	0.9	.	.	18.9	5.6	.	0.4	1.5	35.7	61.7	61.7	
536	121	78	6	37.4	1.1	36.5	0.2	4.9	85.1	3.7	0.4	.	11.9	22.2	.	.	4.9	18.8	75.2	75.2	
537	121	78	7	17.2	2.5	51.5	.	4.7	86.9	8.2	1.0	0.2	17.0	34.8	.	.	11.9	25.2	62.5	62.5	
538	121	78	8	13.0	2.6	74.4	.	4.8	96.2	5.0	0.2	.	15.6	58.8	.	.	0.4	5.8	19.5	73.5	
539	121	78	9	15.0	0.3	68.1	.	4.6	93.8	6.2	0.2	.	45.4	22.6	.	.	6.9	50.8	41.7	41.7	
540	121	78	10	7.7	1.1	71.9	.	4.6	94.6	4.1	0.2	.	46.4	24.7	.	.	0.2	4.5	58.2	36.3	
541	121	78	11	3.2	1.6	71.1	.	4.5	93.7	6.9	0.4	.	50.7	19.8	.	.	7.9	64.3	26.9	26.9	
542	121	78	12	3.1	0.9	73.3	.	4.5	95.5	8.0	.	.	43.5	33.5	.	0.2	0.2	8.8	56.4	33.6	
543	121	79	4	32.8	1.0	46.9	.	4.8	93.5	4.0	0.4	.	25.6	20.9	.	.	4.7	35.7	59.4	59.4	
544	122	76	3	1.1	0.6	57.2	.	4.4	96.1	6.4	26.0	.	31.8	4.3	.	.	0.4	36.4	33.7	28.8	11.9
545	122	76	6	0.2	0.4	60.7	0.6	4.1	94.7	4.7	19.5	.	50.0	8.8	.	.	1.9	29.2	55.9	12.4	12.4
546	122	76	10	0.2	0.4	47.1	.	4.3	91.4	8.1	20.4	.	0.4	20.8	.	.	2.1	46.0	23.0	27.5	27.5
547	122	77	4	16.0	0.7	51.4	.	4.8	85.1	3.6	3.9	0.2	0.2	23.5	.	.	1.3	10.2	32.9	54.6	54.6
548	122	77	7	0.4	0.2	82.7	0.4	4.7	98.3	1.3	0.6	.	16.2	66.2	.	.	2.3	29.1	68.5	68.5	68.5
549	122	77	10	2.9	0.4	72.7	.	4.6	91.7	6.9	4.8	0.2	34.2	35.4	.	.	1.3	15.1	37.3	45.0	45.0
550	122	78	4	1.4	0.6	70.5	.	4.5	85.4	9.6	3.8	0.6	47.3	3.1	1.9	.	1.9	13.5	50.1	31.1	31.1

Tableau 55 (suite)

REC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					ID	DESCY	GROUPES L.B.					GROUPES R.F.					variance (facets)		
			1	2	3	4	5			1	2A	29	2?	3A	38	1	2	3	4		5	6
551	122	78 7	•	0.5	71.1	•	•	4.3	98.1	0.7	6.8	•	•	43.0	26.6	•	•	•	8.3	62.3	29.1	
552	122	78 9	1.9	0.2	62.3	0.2	•	4.5	89.2	5.9	10.6	0.3	•	33.0	23.3	•	•	3.1	22.4	36.9	36.3	
553	122	78 11	1.6	1.0	55.6	0.8	•	4.3	85.9	5.1	11.9	•	1.2	46.8	7.5	0.2	•	4.8	23.5	53.8	17.1	
554	123	76 3	0.2	0.4	6.8	0.6	•	3.7	38.7	61.7	16.4	•	1.6	5.2	1.9	•	0.4	52.6	38.0	6.2	2.5	
555	123	76 6	0.6	0.2	10.5	0.2	•	3.9	62.0	26.6	37.7	0.2	0.4	6.9	4.2	•	1.8	27.4	58.0	7.6	4.2	
556	123	76 10	•	0.2	5.4	•	•	4.3	30.4	41.4	16.5	0.4	6.0	2.2	4.8	•	•	57.6	35.5	2.6	3.7	
557	123	77 4	0.6	0.4	36.7	•	•	4.5	74.2	30.8	12.5	•	0.6	5.4	2.9	•	•	15.9	39.5	11.2	33.1	
558	123	77 7	1.4	0.6	41.7	0.6	•	4.4	75.9	22.6	19.1	•	0.6	13.6	28.6	•	0.8	18.4	33.8	15.8	30.9	
559	123	77 10	1.5	0.2	12.6	•	•	4.0	75.4	15.5	19.3	•	12.4	3.1	11.7	•	2.3	18.6	61.5	4.3	12.6	
560	123	78 4	0.4	0.5	20.3	0.3	•	3.3	53.4	57.3	13.0	•	0.7	19.8	0.7	•	•	39.6	36.3	21.1	2.2	
561	123	78 7	1.5	0.6	19.9	0.2	•	4.0	66.9	31.6	24.9	•	1.9	10.4	9.3	•	0.6	23.0	46.5	16.0	13.2	
562	123	78 9	1.4	•	15.3	0.6	•	3.7	71.4	24.5	13.3	•	3.1	11.4	5.5	•	•	42.4	37.6	13.1	5.7	
563	123	78 11	0.2	0.2	8.4	0.6	•	3.8	18.2	78.7	5.5	•	•	7.4	1.4	•	•	62.9	26.6	7.9	1.6	
564	124	76 3	•	•	1.0	6.4	•	4.1	74.1	13.7	69.0	•	0.2	7.3	0.3	•	0.2	12.5	85.3	1.0	0.7	
565	124	76 6	•	0.2	9.0	•	•	4.0	40.7	26.5	21.5	•	0.2	4.5	3.1	•	1.3	52.1	33.0	8.3	5.0	
566	124	76 10	•	0.2	12.4	0.2	•	3.1	71.7	47.1	12.4	•	0.2	9.1	3.4	•	0.1	25.9	60.3	9.3	4.0	
567	124	77 4	2.1	1.1	40.0	•	•	4.6	72.8	12.3	10.2	•	0.2	4.0	5.5	0.2	•	11.3	26.7	19.3	42.0	
568	124	77 7	1.7	•	42.1	0.3	•	4.5	91.8	11.4	31.8	•	•	3.6	32.0	•	•	4.5	49.3	4.9	41.0	
569	124	77 10	3.1	1.7	23.5	•	•	4.3	68.0	28.9	14.7	•	2.3	10.1	15.1	•	0.4	22.7	39.7	15.2	21.1	
570	124	78 4	0.4	0.8	58.4	•	•	3.8	88.6	23.7	9.9	•	•	51.6	4.0	•	•	7.5	29.8	53.7	8.4	
571	124	78 7	1.6	0.4	30.2	•	•	4.2	71.6	25.2	19.7	0.1	1.0	14.5	18.9	•	•	19.2	41.3	18.6	20.1	
572	124	78 9	2.7	0.8	24.6	1.1	•	3.7	71.7	29.5	6.1	0.4	0.2	19.3	6.5	5.9	1.0	39.3	23.7	20.9	8.5	
573	124	78 11	0.4	0.4	14.5	•	•	3.6	49.5	27.2	12.0	•	0.6	11.7	3.0	•	0.1	43.2	38.6	13.5	4.1	
574	125	76 6	0.4	0.8	6.7	0.6	•	3.9	56.4	16.5	51.4	•	•	6.5	2.0	•	1.2	24.4	63.3	8.4	1.4	
575	125	76 10	•	•	1.2	•	2.0	4.0	78.8	4.7	1.2	•	•	2.7	0.4	•	2.0	21.2	75.3	0.8	0.4	
576	125	77 4	•	•	14.7	•	•	4.0	68.5	23.6	52.5	•	•	11.7	2.5	•	•	2.0	23.1	58.9	12.6	3.0
577	125	77 7	•	•	32.3	0.2	•	4.0	85.7	7.7	20.4	•	•	31.2	1.3	•	•	4.9	57.2	32.0	1.1	
578	125	77 10	•	•	1.0	•	0.2	3.8	24.1	33.0	10.5	•	•	0.6	0.6	•	•	4.7	4.4	50.8	0.4	0.6
579	125	78 4	•	0.2	19.4	0.2	•	3.5	74.5	17.3	50.4	•	•	19.3	0.2	•	•	11.0	67.4	19.7	0.2	
580	125	78 7	0.6	0.4	19.7	0.4	•	4.0	60.5	16.2	42.0	•	0.2	18.5	2.7	2.7	0.2	14.1	58.6	21.7	2.0	
581	125	78 9	0.6	0.6	12.8	•	•	4.0	63.0	22.7	15.6	•	0.2	10.3	2.1	8.6	0.4	18.7	54.2	12.3	3.6	
582	125	78 11	•	•	8.5	0.4	0.2	3.9	77.3	15.3	18.5	•	•	3.5	1.0	•	0.8	14.6	73.4	8.6	0.4	
583	126	76 3	0.8	0.4	10.9	0.4	•	3.8	50.5	12.6	20.9	0.2	•	6.4	5.2	•	•	41.3	31.5	19.1	6.5	
584	126	76 6	•	•	2.3	0.7	•	3.8	39.0	17.6	30.5	•	•	2.4	0.8	0.2	2.2	55.6	38.2	2.7	0.6	
585	126	76 10	•	0.4	4.6	0.4	•	3.6	33.1	11.2	8.7	0.1	•	4.3	1.0	•	3.7	73.4	17.0	5.2	0.4	
586	127	76 3	0.7	0.7	11.1	•	•	4.1	60.4	11.6	27.3	•	0.7	4.4	3.9	•	•	34.6	45.7	14.2	4.9	
587	127	76 6	•	•	11.0	0.6	•	3.9	51.7	28.3	23.9	•	•	1.2	10.1	0.2	0.6	50.5	36.0	2.0	9.7	
588	127	76 10	•	•	1.4	•	•	4.5	46.6	44.1	1.7	•	•	1.4	0.1	0.2	1.4	56.2	40.5	1.5	0.1	
589	127	77 7	•	•	8.5	1.5	•	3.5	74.3	12.1	42.2	0.2	•	3.2	5.1	0.2	0.2	31.4	55.6	6.8	5.2	
590	127	77 10	0.2	•	6.9	0.4	•	3.4	58.1	22.7	16.1	•	•	5.1	2.5	0.4	0.4	58.0	28.7	7.3	2.6	
591	127	78 9	0.4	•	10.9	0.8	•	3.7	48.3	23.4	20.8	0.1	•	7.0	4.3	0.4	0.6	50.0	32.8	9.1	3.9	
592	127	78 11	0.8	0.1	9.0	1.4	•	3.5	60.4	17.0	17.9	•	•	7.5	4.5	•	0.8	55.1	29.3	8.8	4.0	
593	128	76 3	10.0	1.0	6.4	0.7	0.1	4.4	62.6	22.0	14.3	•	0.3	3.5	0.8	•	0.2	17.6	38.5	24.6	18.4	
594	128	76 6	1.3	0.8	1.9	0.4	•	3.4	69.3	8.3	5.4	•	•	1.2	0.2	•	0.2	26.5	66.0	3.3	2.5	
595	128	76 10	0.8	0.1	10.7	0.4	•	4.6	50.4	28.9	5.1	•	0.8	0.6	2.5	•	•	48.4	34.7	5.1	11.6	
596	129	76 3	91.4	0.7	0.2	•	•	5.0	93.3	•	0.4	•	•	•	•	•	•	•	0.6	1.8	97.3	
597	129	76 6	95.5	0.5	•	•	•	5.0	96.4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.2	0.6	98.9	
598	129	76 10	89.9	0.7	0.4	•	•	5.0	90.3	•	•	•	•	0.3	•	•	•	•	0.1	2.2	97.5	
599	130	76 3	11.5	0.8	71.2	•	•	4.4	85.4	0.2	0.2	•	•	71.2	•	•	•	•	0.4	73.2	26.1	
600	130	76 6	21.3	1.5	37.5	•	•	4.6	64.1	4.1	0.2	•	•	33.6	2.7	•	•	1.7	4.4	36.0	57.3	

Tableau 55 (suite)

R.F.C	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					DESCY ID	SOMME	GROUPES L.-8.					GROUPES R.F.					variante (facets)			
			1	2	3	4	5			1	2A	2B	27	3A	3B	1	2	3	4		5	6	
601	130	7610	25.1	•	60.0	•	•	4.5	93.5	4.3	0.6	•	•	58.6	1.6	•	•	1.6	5.4	61.3	31.2	II.6	
602	130	77 4	20.7	7.7	50.2	•	•	4.5	93.5	2.8	2.7	•	•	49.4	0.3	•	•	0.4	11.4	56.1	31.9		
603	130	77 5	49.4	0.5	44.5	•	•	4.8	96.6	0.2	1.3	•	•	44.4	0.2	•	•	•	2.3	45.1	52.0		
604	130	77 6	46.3	2.3	40.4	•	•	4.8	94.4	1.3	0.6	•	•	39.3	1.1	•	•	0.2	4.6	42.3	52.6		
605	130	77 7	65.0	1.8	18.8	•	•	4.9	89.6	1.1	0.4	•	•	16.4	1.6	•	•	0.6	5.3	19.2	74.6		
606	130	77 8	25.2	0.6	59.4	•	•	4.5	91.5	2.4	0.6	•	•	59.3	0.2	•	•	1.8	5.0	62.2	30.9		
607	130	77 9	36.6	1.6	52.8	•	•	4.7	93.1	1.6	•	0.4	•	51.8	0.4	•	0.2	2.8	53.6	42.8	II.6		
608	130	7710	43.7	•	50.4	•	•	4.7	97.4	2.4	•	•	•	50.4	0.1	•	•	0.6	3.2	50.8		45.2	
609	130	7711	50.6	0.4	37.3	•	•	4.8	89.7	0.2	•	•	•	37.3	0.2	•	•	•	0.8	38.5	60.3		
610	130	7727	46.1	0.7	36.6	•	•	4.8	85.0	0.5	•	•	•	36.6	•	•	•	1.5	39.7	58.4			
611	130	78 4	27.5	1.2	16.6	•	•	4.8	47.4	0.2	1.0	•	•	16.6	•	•	0.2	1.7	20.3	77.4			
612	130	78 7	8.5	•	88.3	•	•	4.2	97.8	0.6	•	•	•	87.7	0.5	•	•	0.6	88.2	11.0			
613	130	78 9	24.1	11.5	11.5	•	•	4.7	74.9	13.2	2.3	0.4	•	10.5	1.1	•	•	4.7	21.3	32.2	40.5		
614	130	7811	17.5	2.8	54.1	•	•	4.4	86.2	6.2	1.7	0.2	•	0.6	53.3	0.9	0.4	•	0.4	11.2	60.6	26.7	
615	131	76 3	2.0	0.1	6.6	•	•	4.5	36.3	43.8	1.4	•	•	5.9	0.1	•	•	61.4	28.0	6.7	3.3	II.6	
616	131	76 6	•	•	0.4	•	•	4.0	4.6	61.8	0.4	•	•	0.2	0.2	•	•	25.4	69.6	4.4	0.2		0.2
617	131	7610	•	•	•	•	•	1.8	2.3	99.4	•	•	•	•	•	•	•	1.0	96.1	2.7	•	•	
618	131	77 4	0.2	0.2	•	•	•	3.8	3.3	96.4	0.2	•	•	•	•	•	•	96.1	2.5	0.7	0.2	•	
619	131	77 7	•	•	9.4	•	•	4.5	20.1	15.8	•	•	•	4.0	•	•	32.5	46.7	16.0	4.1	0.2	•	
620	131	7710	0.2	•	27.5	•	•	4.5	37.6	54.2	•	•	•	17.8	0.6	•	1.4	58.5	15.5	22.7	0.6	•	
621	131	78 4	1.6	0.4	49.4	•	•	4.1	56.2	36.3	1.2	•	•	48.6	•	•	1.0	41.6	3.5	51.4	2.1	•	
622	131	78 7	•	•	3.0	•	•	3.7	9.8	12.4	•	•	•	2.4	•	•	6.5	83.4	6.2	3.4	0.1	•	
623	131	78 9	0.2	•	11.9	•	•	4.0	33.0	63.9	0.2	•	•	0.4	4.7	•	1.2	64.5	27.2	5.7	0.2	•	
624	131	7811	•	•	1.2	•	•	3.4	2.5	96.3	0.2	•	•	1.2	•	•	0.6	96.5	1.3	1.2	•	•	
625	132	76 3	26.0	2.2	5.7	0.4	•	4.5	68.9	16.2	17.4	0.4	•	4.7	1.2	•	0.6	12.4	33.2	20.1	31.7	II.?	
626	132	76 6	0.6	0.7	3.9	•	•	3.7	46.2	12.2	10.2	•	•	0.2	2.2	0.2	•	2.6	47.8	44.0	3.1		1.4
627	132	7610	•	•	16.9	0.2	•	3.5	36.6	63.3	4.1	•	•	16.1	2.3	•	0.8	62.3	19.3	16.4	0.8	•	
628	133	76 3	99.7	•	•	•	•	5.0	99.8	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.1	•	99.8	I.2	
629	133	76 6	98.9	•	•	•	•	5.0	98.9	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.1	0.3	99.4		•
630	133	7610	54.8	•	36.3	•	•	4.8	95.2	3.4	•	•	•	36.3	•	•	•	•	3.8	36.8	59.0	•	
631	134	76 3	48.4	1.9	10.6	•	0.2	4.8	73.5	10.2	3.8	•	0.1	9.1	1.8	•	0.9	15.8	10.4	16.7	55.7	II.?	
632	134	76 6	3.2	•	14.8	•	•	4.6	27.5	16.4	3.0	•	•	0.6	14.0	•	9.7	61.6	10.7	0.7	17.1		•
633	134	7610	•	•	18.4	•	•	4.3	24.7	73.6	0.2	•	•	11.0	9.5	•	•	73.6	7.7	11.0	7.4	•	
634	135	76 3	4.4	0.4	43.1	0.8	•	4.4	63.3	8.5	10.2	0.2	•	41.3	2.5	•	•	6.2	34.9	51.0	6.8	•	
635	135	76 6	1.8	•	78.8	•	•	4.3	50.6	1.6	4.1	•	0.2	64.0	13.5	•	•	7.4	11.4	64.4	17.4	•	
636	135	7610	0.1	0.2	40.5	0.3	•	4.5	54.5	4.2	14.7	•	•	24.2	17.2	•	•	10.5	11.4	52.2	16.6	•	
637	138	76 3	67.2	•	•	•	0.2	5.0	68.3	•	0.7	•	•	0.2	•	•	•	0.2	1.3	•	98.3	I.3	
638	138	76 6	58.3	•	•	•	•	5.0	93.3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	99.9		•
639	139	76 3	65.1	•	•	•	•	5.0	65.9	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.4	99.4	I.3	
640	139	76 6	96.2	•	•	•	•	5.0	96.9	•	0.2	•	•	•	•	•	•	•	0.4	0.3	99.2		•
641	139	7610	73.3	•	•	•	•	5.0	73.6	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.3	99.6	•	
642	139	77 4	93.0	•	•	•	•	5.0	93.1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	99.8	•	
643	139	77 7	94.7	0.1	•	•	•	5.0	95.2	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.5	99.4	•	
644	139	7710	37.2	•	•	•	•	5.0	37.6	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.3	99.5	•	
645	140	76 3	84.4	0.4	•	•	0.6	5.0	88.6	•	•	•	•	0.6	•	•	•	•	0.6	4.6	94.5	I.5	
646	140	76 6	88.9	0.1	0.4	•	•	5.0	91.7	•	0.1	•	•	•	•	•	•	•	0.7	2.7	96.3		•
647	140	7610	92.5	•	•	•	•	5.0	92.9	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.4	99.4	•	
648	141	76 3	73.0	•	•	•	•	5.0	76.1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.1	2.2	97.5	I.5
649	141	76 6	93.2	0.2	•	•	•	5.0	93.9	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0.1	0.8	98.9	•	
650	141	7610	60.7	0.5	0.6	•	•	4.8	70.3	18.8	0.4	•	•	0.7	0.2	•	•	3.0	15.1	4.5	2.6	73.5	•



Tableau 55 (suite)

R.F.C.	SI	DATE	BIOTYPES DESCY					OESCY SOMME	GROUPES L=-B.					GROUPES R.F.					variante (facets)																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																		
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4		5	6																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																
651	142	76	3	59.7	•	•	•	5.0	99.8	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	

Tableau 55 (suite)

[illegible]

Tableau 55 (suite)

REC	SI	DATE	BIOTYPES					DESCY	ID	SCMME	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.						variante (facies)
			1	2	3	4	5				1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4	5	6
751	169	77 4	1.3	0.2	74.2	.	.	4.2	89.0	13.6	4.4	.	.	56.8	17.6	.	.	8.4	12.1	60.3	18.8	II.8
752	170	77 4	22.9	0.6	67.6	.	.	4.5	94.1	0.7	1.7	.	.	66.3	1.3	.	.	3.2	2.8	67.9	25.3	II.6
753	170	77 5	63.7	1.3	22.3	.	.	4.9	90.1	0.4	1.1	.	.	21.5	.	.	.	6.6	3.3	24.1	65.4	
754	170	77 6	59.4	2.1	23.5	.	.	4.9	89.8	0.7	0.7	0.2	.	23.3	0.7	.	.	4.3	2.8	27.9	64.3	
755	170	77 7	69.3	2.0	9.8	.	.	4.9	87.7	1.3	0.8	.	0.2	9.2	0.8	.	.	5.7	5.1	15.8	73.0	
756	170	77 8	59.0	3.5	23.8	.	.	4.9	90.0	0.8	0.2	.	.	23.3	.	.	.	1.9	2.9	30.0	64.5	
757	170	77 9	61.6	3.1	16.5	.	.	4.9	91.0	0.9	1.5	0.1	.	16.5	0.2	.	.	2.6	3.8	26.3	66.6	
758	170	77 10	53.0	5.5	22.5	.	0.2	4.9	88.3	0.4	0.4	.	.	22.6	0.6	.	.	0.8	3.4	32.7	62.4	
759	170	77 11	33.9	1.5	47.1	.	.	4.7	89.6	1.9	1.8	.	.	46.5	0.6	.	.	1.9	4.4	55.1	38.1	
760	170	77 27	57.4	2.1	20.4	.	.	4.9	86.9	3.8	1.5	.	.	18.9	0.1	.	.	6.7	6.1	25.6	61.3	
761	171	77 4	0.2	0.2	11.9	0.6	.	4.2	73.9	23.1	21.3	.	0.4	11.7	5.7	.	1.9	16.2	64.2	16.8	0.2	
762	172	77 4	59.6	1.6	10.9	.	.	4.9	79.5	1.6	0.6	.	.	4.9	5.1	.	.	.	2.6	13.3	83.1	II.7
763	172	77 7	5.9	2.8	88.9	.	.	5.0	98.9	0.4	.	.	.	1.6	87.4	.	.	.	0.6	5.2	93.5	
764	172	77 10	1.5	1.0	71.3	.	.	4.5	56.8	19.5	.	.	.	23.0	48.0	.	.	0.8	19.7	27.4	51.5	
765	172	78 3	50.6	1.2	16.5	.	.	4.9	81.6	2.6	0.7	.	.	8.6	7.0	.	.	.	3.7	21.6	74.1	
766	172	78 4	46.3	2.5	17.7	.	.	4.9	80.4	3.4	1.7	.	.	7.2	8.0	.	.	.	6.8	19.2	73.2	
767	172	78 5	44.5	1.9	20.6	0.2	.	4.9	88.1	3.0	3.5	.	.	4.5	12.4	.	.	0.8	10.4	21.3	66.5	
768	172	78 6	25.2	0.4	54.2	.	.	4.9	93.3	1.6	2.3	.	.	1.6	47.6	.	.	.	5.7	12.2	81.0	
769	172	78 7	6.6	1.3	79.3	.	.	4.9	97.2	6.4	.	.	.	6.0	69.0	.	.	.	6.9	10.9	81.5	
770	172	78 8	16.6	0.6	65.8	.	.	4.9	93.8	6.0	0.6	.	.	4.9	58.1	.	.	.	7.1	9.0	83.4	
771	172	78 9	16.8	0.6	51.4	.	.	4.7	85.1	10.5	.	.	.	13.6	36.5	.	.	0.4	10.7	19.6	68.5	
772	172	78 10	2.3	0.4	56.0	.	.	3.8	96.4	35.9	.	.	.	42.2	12.4	.	.	.	36.0	43.9	19.6	
773	172	78 11	2.9	0.2	69.3	.	.	3.8	96.3	22.5	0.2	.	.	65.2	4.1	.	.	.	22.9	66.5	10.0	
774	172	78 12	1.6	.	62.7	.	.	3.5	99.2	34.0	.	.	.	57.9	4.0	.	.	.	34.1	58.9	6.4	
775	172	79 4	27.3	1.0	44.7	.	.	4.6	92.6	11.1	1.2	.	.	38.9	5.1	.	.	0.9	13.6	46.9	38.4	
776	173	77 4	90.9	.	.	.	.	5.0	53.2	2.3	.	.	.	.	.	.	.	1.6	3.9	1.3	93.0	I.5
777	173	77 7	97.0	0.4	.	.	.	5.0	57.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3	99.6	
778	173	77 10	79.3	0.1	0.5	.	.	5.0	80.9	.	.	.	.	0.4	.	.	.	.	0.2	1.4	98.3	
779	174	77 4	11.7	2.4	17.7	1.6	0.2	4.7	60.8	28.0	8.1	.	0.2	6.8	11.5	.	0.6	25.8	26.9	20.3	26.2	II.6
780	175	77 4	98.7	0.2	0.2	.	.	5.0	90.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	1.1	98.5	I.5
781	176	77 7	83.7	0.2	.	.	.	5.0	84.9	.	0.2	.	.	.	.	.	.	.	0.5	0.7	98.5	I.5
782	176	77 10	66.9	1.0	0.2	.	.	5.0	71.1	0.2	1.4	.	.	0.2	.	.	.	0.2	2.7	1.5	95.1	
783	176	78 3	94.7	.	.	.	.	5.0	95.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	1.1	98.5	
784	176	78 4	83.4	0.4	0.6	.	.	5.0	87.3	0.4	0.6	.	.	.	.	.	.	.	2.0	1.7	96.1	
785	176	78 5	70.2	1.4	3.8	.	.	4.9	88.9	1.5	5.3	.	.	0.9	.	.	.	0.4	11.5	7.5	90.1	
786	176	78 6	84.8	0.4	1.9	.	.	5.0	94.2	0.6	0.6	.	.	.	1.9	.	.	.	1.8	5.9	91.8	
787	176	78 7	89.0	0.2	0.4	.	.	5.0	94.2	0.2	1.0	.	.	.	.	.	.	.	2.8	2.6	94.1	
788	176	78 8	84.5	0.7	.	.	.	5.0	88.8	0.9	0.9	.	.	.	.	.	.	.	2.2	2.2	94.9	
789	176	78 9	82.7	1.1	.	.	.	5.0	90.5	0.2	0.9	.	.	.	0.2	.	.	.	1.8	5.5	92.1	
790	176	78 10	79.9	0.7	0.7	.	.	5.0	50.7	1.1	1.5	.	0.2	0.4	0.5	.	.	0.2	5.0	6.6	87.7	
791	176	78 11	74.5	1.1	6.1	.	.	5.0	52.7	1.1	1.7	.	.	1.9	2.3	.	.	0.2	6.1	10.1	83.0	
792	176	78 12	67.7	2.7	3.3	.	0.2	4.9	87.0	2.6	2.3	.	.	3.5	.	.	.	0.2	6.4	13.1	79.6	
793	176	79 4	44.0	1.8	6.7	.	.	4.9	65.1	0.6	4.4	.	.	1.8	.	.	.	.	11.2	12.4	76.2	
794	187	77 6	95.4	0.2	2.2	.	.	5.0	98.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	3.5	96.3	I.4
795	188	77 7	1.4	0.2	59.6	0.2	.	4.2	87.9	10.4	9.6	.	0.6	46.6	6.2	.	.	4.3	26.8	50.4	17.7	III.9
796	189	77 7	2.3	2.1	87.4	0.2	.	4.6	96.1	1.9	0.7	0.7	.	52.0	35.4	.	.	1.4	3.8	55.0	33.3	II.8
797	190	77 7	1.3	0.2	82.5	.	.	4.5	56.1	4.0	3.3	.	0.2	49.5	30.4	.	.	0.6	9.8	53.4	35.6	II.8
798	191	77 7	1.3	0.2	64.4	0.6	.	4.3	66.0	7.7	5.2	.	.	51.2	10.4	.	.	.	16.3	55.7	26.1	III.9
799	198	77 9	.	.	56.4	.	.	3.8	67.3	10.9	.	0.6	.	56.4	0.9	.	.	16.8	24.8	58.2	.	II.6
800	198	78 7	.	.	92.6	.	.	4.0	94.1	0.9	.	.	.	91.7	0.7	.	.	0.4	3.5	91.9	4.2	

Tableau 55 (fin)

REC	ST	DATE	BIOTYPES DESCY					DESCY ID SCME	GROUPES L.-B.					GROUPES R.F.					variante (facies)	
			1	2	3	4	5		1	2A	2B	2?	3A	3B	1	2	3	4		5
801	252	77 4	99.5	0.4	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4 99.5	I.1
802	252	77 5	99.2	0.2	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.5 99.5	
803	252	77 6	99.3	0.2	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	.	0.2 99.5	
804	252	77 7	99.9	.	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.9	
805	252	77 8	99.4	0.4	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.5 99.4	
806	252	77 9	99.1	0.6	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.7 99.2	
807	252	77 10	97.2	1.6	.	.	.	5.0 99.3	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	.	2.2 97.2	
808	252	77 11	99.4	0.2	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 99.6	
809	252	77 12	99.6	0.2	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	.	0.3 99.7	
810	252	78 3	99.5	0.2	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3 99.5	
811	252	78 4	99.7	0.2	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 99.7	
812	252	78 5	99.7	.	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.8	
813	252	78 6	99.5	.	0.2	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	0.2	.	.	.	.	.	0.3 99.5	
814	252	78 7	99.6	0.2	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 99.6	
815	252	78 8	98.5	0.7	.	.	.	5.0 99.5	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	.	1.0 98.7	
816	252	78 9	99.0	.	.	.	.	5.0 99.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4 99.4	
817	252	78 9	99.0	0.3	.	.	.	5.0 99.4	.	.	.	.	0.5	.	.	.	.	.	0.4 99.4	
818	252	78 9	99.1	.	0.5	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 0.6 99.2	
819	252	78 9	98.4	0.4	.	.	.	5.0 99.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 0.6 99.3	
820	252	78 9	99.4	0.2	.	.	.	5.0 99.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.6 99.1	
821	252	78 10	98.9	0.3	.	.	.	5.0 99.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2 99.6	
822	252	78 10	99.0	0.7	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.6 99.1	
823	252	78 10	99.9	.	.	.	.	5.0 99.9	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8 99.0	
824	252	78 10	99.2	0.2	.	.	.	5.0 99.4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	99.9	
825	252	78 10	99.4	0.4	.	.	.	5.0 99.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4 99.4	
826	252	78 10	98.8	0.7	.	.	.	5.0 99.6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4 99.4	
827	252	78 10	99.3	0.4	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1.0 98.9	
828	252	78 10	99.7	.	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4 99.5	
829	252	78 10	99.3	0.4	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 99.8	
830	252	78 11	99.1	0.4	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4 99.5	
831	252	78 12	99.1	0.4	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.5 99.3	
832	252	79 4	99.4	0.2	0.2	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	0.2	.	.	.	.	.	0.5 99.3	
833	253	77 4	99.2	0.2	.	.	.	5.0 99.6	0.2	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	0.4 99.4	I.2
834	253	77 5	94.9	0.4	1.6	.	.	5.0 99.6	1.6	.	.	.	1.4	0.2	.	.	.	0.2	2.8 95.0	
835	253	77 6	98.1	0.6	.	.	.	5.0 99.5	0.6	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8	0.6 98.3	
836	253	77 7	99.0	0.6	.	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.8 99.1	
837	253	77 8	98.9	0.2	0.6	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	0.2	.	.	.	0.4	0.5 99.0		
838	253	77 9	91.3	0.2	6.4	.	.	5.0 99.3	0.4	.	.	.	6.4	0.4	.	0.2	1.4	6.8 91.3		
839	253	77 10	97.4	0.2	1.4	.	.	5.0 99.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1 1.5 98.1	
840	253	77 11	93.6	0.5	5.0	.	.	5.0 99.7	.	.	.	.	5.0	.	.	.	.	0.1	5.8 93.9	
841	253	77 12	99.3	0.2	.	.	.	5.0 99.8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	0.4 99.4	



## **Bibliographie**

**Voir fascicule annexe (Fabri & Leclercq, 1984)**









# Abréviations des noms des taxons cités dans le texte

A AUST H	Achnanthes austriaca var. helvetica	E FLEX	Eunotia flexuosa
A BIOR	" bioretii	E RHOM	" rhomboidea
A LANC D	" lanceolata var. dubia	E PECT	" pectinalis var. pectinalis
A LAPI	" lapidosa var. lapidosa	E PECT M	" pectinalis var. minor.
A LAPP	" lapponica	E PECT V	" pectinalis var. ventricosa
A MARG	" marginulata	E PRAE	" praerupta var. praerupta
A MINU	" minutissima var. minutissima	E PRAE B	" praerupta var. bidens
A MINU J	" minutissima var. jackii	E PRAE I	" praerupta var. inflata
A SAXO	" saxonica	E SEPT	" septentrionalis
AMPHO OV	Amphora ovalis	E TENE	" tenella
AMPHO PE	" pediculus	E TRID P	" tridentula var. perminuta
AN SER	Anomoeoneis serians var. serians	FRA BIC	Fragilaria bicapitata
AN SER B	" serians var. brachysira	FRA CAP	" capucina var. lanceolata
	f. thermalis	FRA CO V	" construens var. venter
AN VIT	" vitrea f. vitrea	FRA RUM	" rumpens
AST FORM	Asterionella formosa	FRA VA	" vaucheriae var. vaucheriae
CA BACI	Caloneis bacillum	FRA VI	" virescens var. virescens
CA VEN T	" ventricosa var. truncatula	FRA VI E	" virescens var. elliptica
CO DISC	Cocconeis disculus	FRU R	Frustulia rhomboides var. rhomboides
CO PEDI	" pediculus.	FRU R SA	" rhomboides var. saxonica
CO PLA E	" placentula var. euglypta	FRU VU	" vulgaris var. vulgaris
CYC MENE	Cyclotella meneghiniana	FRU WEI	" weinholdii
CY GIRO	Cymbella girodi	GO ACU	Gomphonema acuminatum var. acuminatum
CY HAUC	" hauckii	GO ANG	" angustatum var. angustatum
CY LUNA	" lunata	GO ANG P	" angustatum var. productum
CY MIN	" minuta var. minuta	GO CLEV	" clevei
CY NAVI	" naviculiformis	GO GRAC	" gracile
CY PERP	" perpusilla	GO LON S	" longiceps var. subclavatum
CY SINU	" sinuata	GO OLIV	" olivaceoides
DIA ANC	Diatoma anceps	GO PARV	" parvulum
DIA HI M	" hiemale var. mesodon	GO TRU	" truncatum var. truncatum
DIA TE E	" tenue var. elongatum	HANN A	Hannaea arcus var. arcus
DIA VUL	" vulgare	HANN A A	" arcus var. amphioxys
DIP OB	Diploneis oblongella var. oblongella	HANT A	Hantzschia amphioxys f. amphioxys
E CURV	Eunotia curvata var. curvata	HANT A C	" amphioxys f. capitata
E DIOD	" diodon	MEL DIS	Melosira distans
E EXIG	" exigua var. exigua	MEL ITA	" italica

MEL VAR	Melosira	varians
MER CI	Meridion	circulare var. circulare
MER CI C	"	circulare var. constrictum
NA ACCO	Navicula	accomoda
NA ANGU	"	angusta
NA CAP	"	capitata var. capitata
NA CINC	"	cincta
NA COCC	"	cocconeiformis
NA CRY	"	cryptocephala var. cryptocephala
NA ELG S	"	elginensis var. subcapitata
NA EXCE	"	excelsa
NA FRUG	"	frugalis
NA GREG	"	gregaria
NA LANC	"	lanceolata
NA MINI	"	minima
NA MINU	"	minuscula
NA PERM	"	permitis
NA PUP	"	pupula var. pupula
NA QUAD	"	quadripunctata
NA RAD	"	radiosa var. radiosa
NA RHYN	"	rhynchocephala
NA SAPR	"	saprophila
NA TR PA	"	tridentula var. parallela
NA TRIV	"	trivialis
NA TWYM	"	twymaniana
NE AFF	Neidium	affine var. affine
NE BIS	"	bisulcatum var. bisulcatum
NE HERC	"	hercynicum
NI ACIC	Nitzschia	acicularis
NI ACID	"	acidoclinata
NI ARCH	"	archibaldii
NI DISS	"	dissipata
NI GAND	"	gandersheimiensis
NI HOMB	"	homburgiensis
NI LINE	"	linearis
NI PALEA	"	palea
NI P'CEA	"	paleacea
NI PUSI	"	pusilla
NI RECT	"	recta

NI ROMA	Nitzschia	romana
NI SOCI	"	sociabilis
PE FIBU	Peronia	fibula
P ACRO	Pinnularia	acrosphaeria
P APPE I	"	appendiculata var. irrorata
P BICE	"	biceps f. biceps
P BICE M	"	biceps f. minutissima
P BORE	"	borealis
P BREB D	"	brebissonii var. diminuta
P DI'ENS	"	divergens var. divergens
P HILS	"	hilseana
P MAJO	"	major
P MESOL	"	mesolepta
P MICR	"	microstauron
P OBSC	"	obscura
P ABAU	"	abaujensis var. abaujensis
P STO'RA	"	stomatophora
P SUBC	"	subcapitata
P SUDE	"	sudetica
P VIRI	"	viridis var. viridis
P VIRI C	"	viridis var. commutata
RHOI CUR	Rhoicosphenia	abbreviata
STA AN	Stauroneis	anceps var. anceps f. anceps
STA AN H	"	anceps var. hyalina
STA PH	"	phoenicenteron
		var. phoenicenteron
STA TH	"	thermicola f. thermicola
ST'US HA	Stephanodiscus	hantzschii
ST'IS TU	Stephanopyxis	turris var. cylindrus
		f. inermis
SU ANGU	Surirella	angusta
SU CEL	"	celtica var. celtica
SU DELI	"	delicatissima
SU OVA	"	ovata var. ovata
SU OVA P	"	ovata var. pinnata
SU ROBA	"	roba
SY ACUS	Synedra	acus
SY ULN	"	ulna var. ulna
TAB FEN	Tabellaria	fenestrata
TAB FLO	"	flocculosa

# Bassin de la Roer

Carte 3

d'après les cartes I.G.N.  
50 Stavelot et  
50A Losheimergraben  
(éd. 1977)

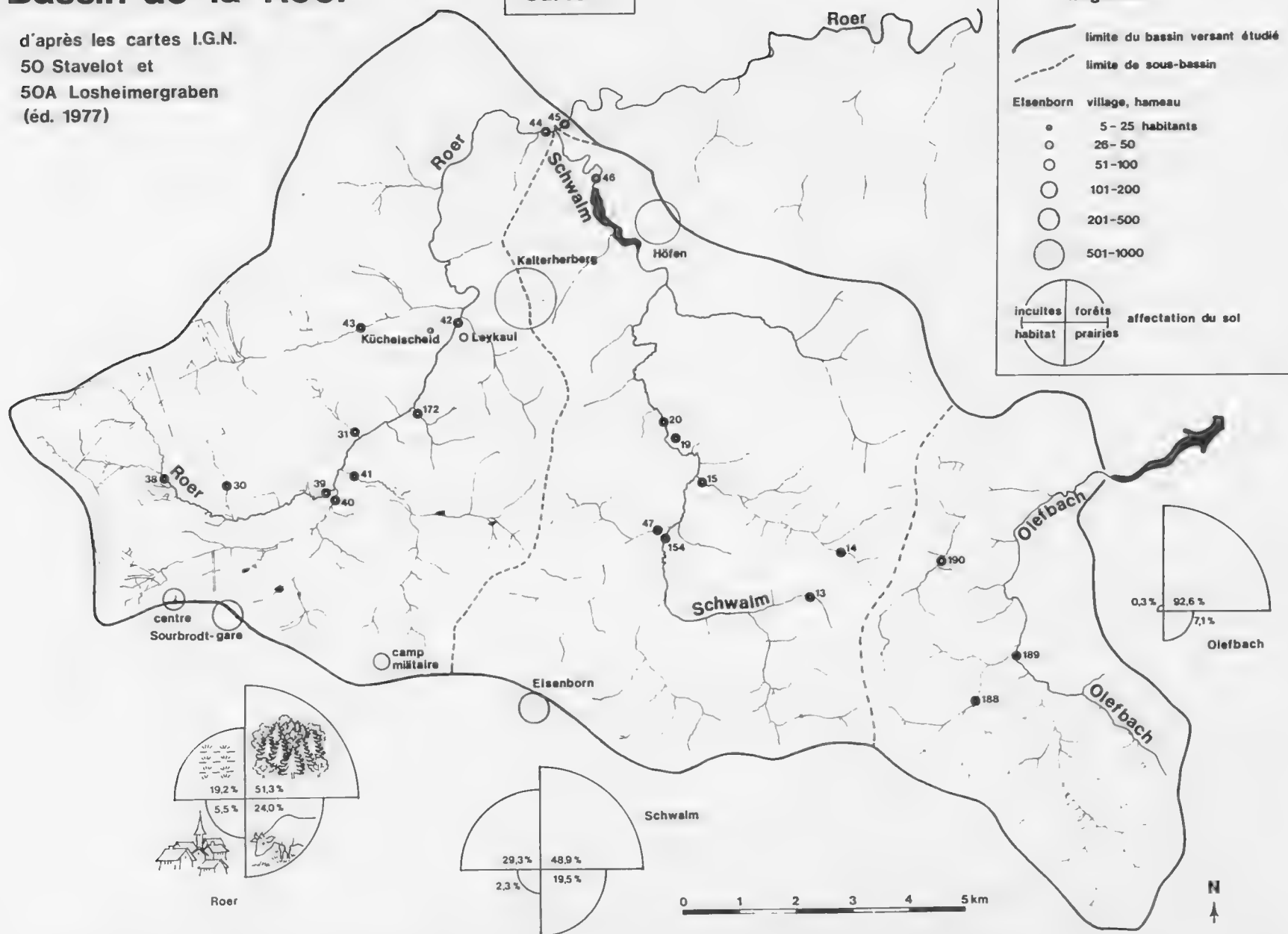
## Légende

— limite du bassin versant étudié  
- - - limite de sous-bassin

Eisenborn village, hameau

● 5 - 25 habitants  
○ 26 - 50  
○ 51 - 100  
○ 101 - 200  
○ 201 - 500  
○ 501 - 1000

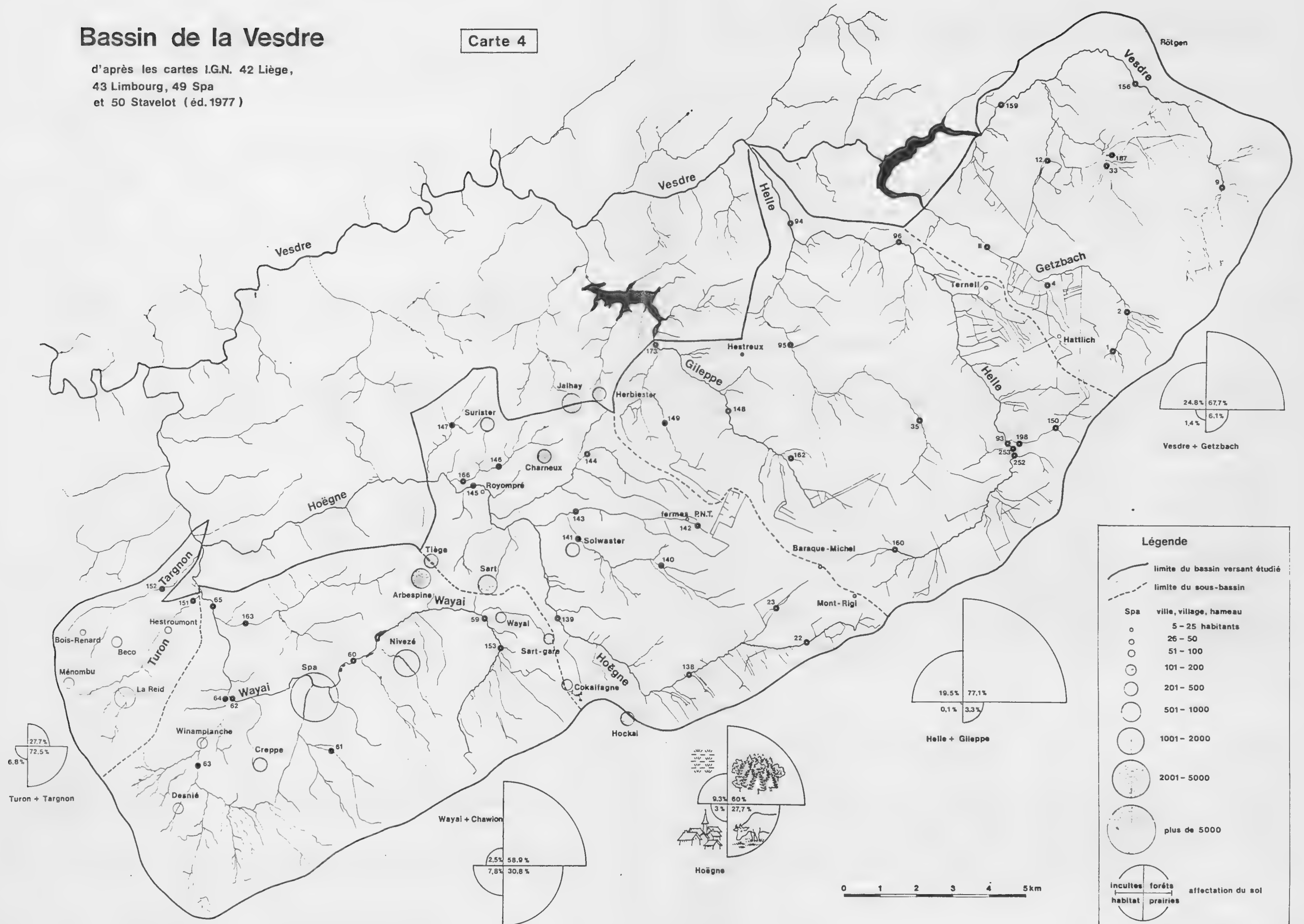
incultes forêts affectation du sol  
habitat prairies



# Bassin de la Vesdre

Carte 4

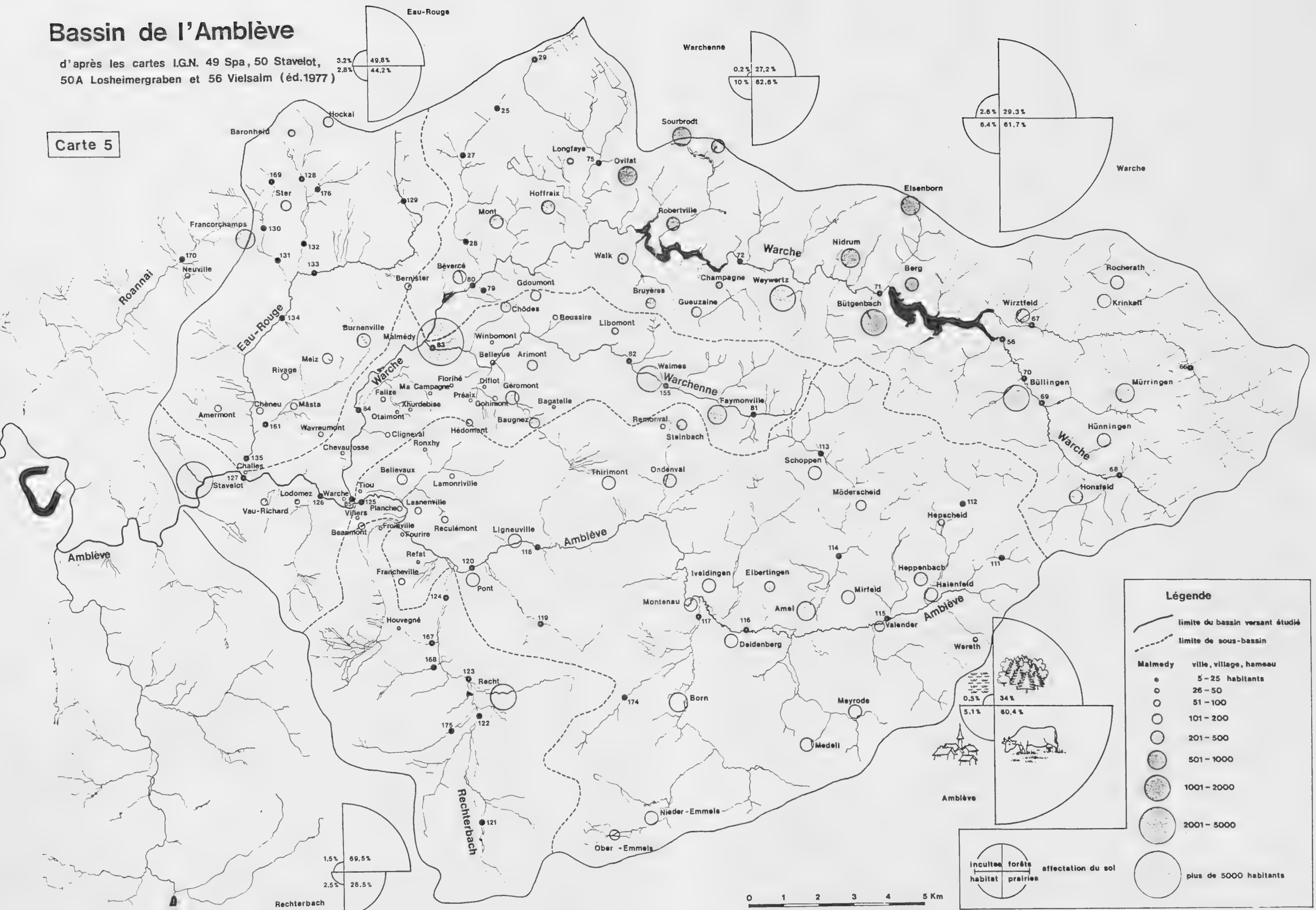
d'après les cartes I.G.N. 42 Liège,  
43 Limbourg, 49 Spa  
et 50 Stavelot (éd.1977)



# Bassin de l'Amblève

d'après les cartes I.G.N. 49 Spa, 50 Stavelot, 50A Losheimergraben et 56 Vielsalm (éd.1977)

Carte 5



**Légende**

— limite du bassin versant étudié  
- - - limite de sous-bassin

**Malmédy**

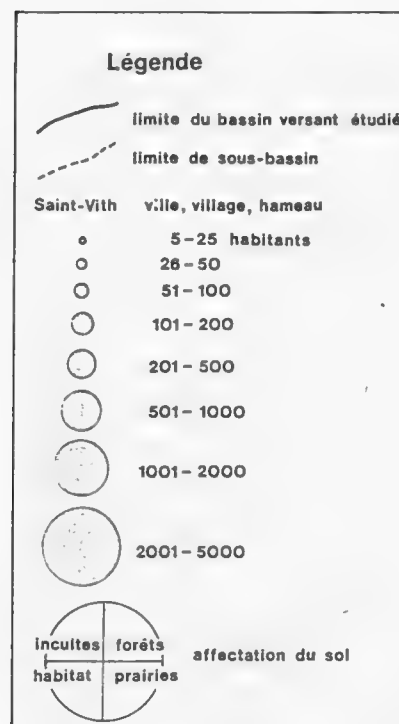
•	ville, village, hameau
◦	5 - 25 habitants
◌	26 - 50
◌	51 - 100
◌	101 - 200
◌	201 - 500
◌	501 - 1000
◌	1001 - 2000
◌	2001 - 5000
◌	plus de 5000 habitants

**affection du sol**

incultes	forêts
habitat	prairies

0,5%	34%
5,1%	60,4%

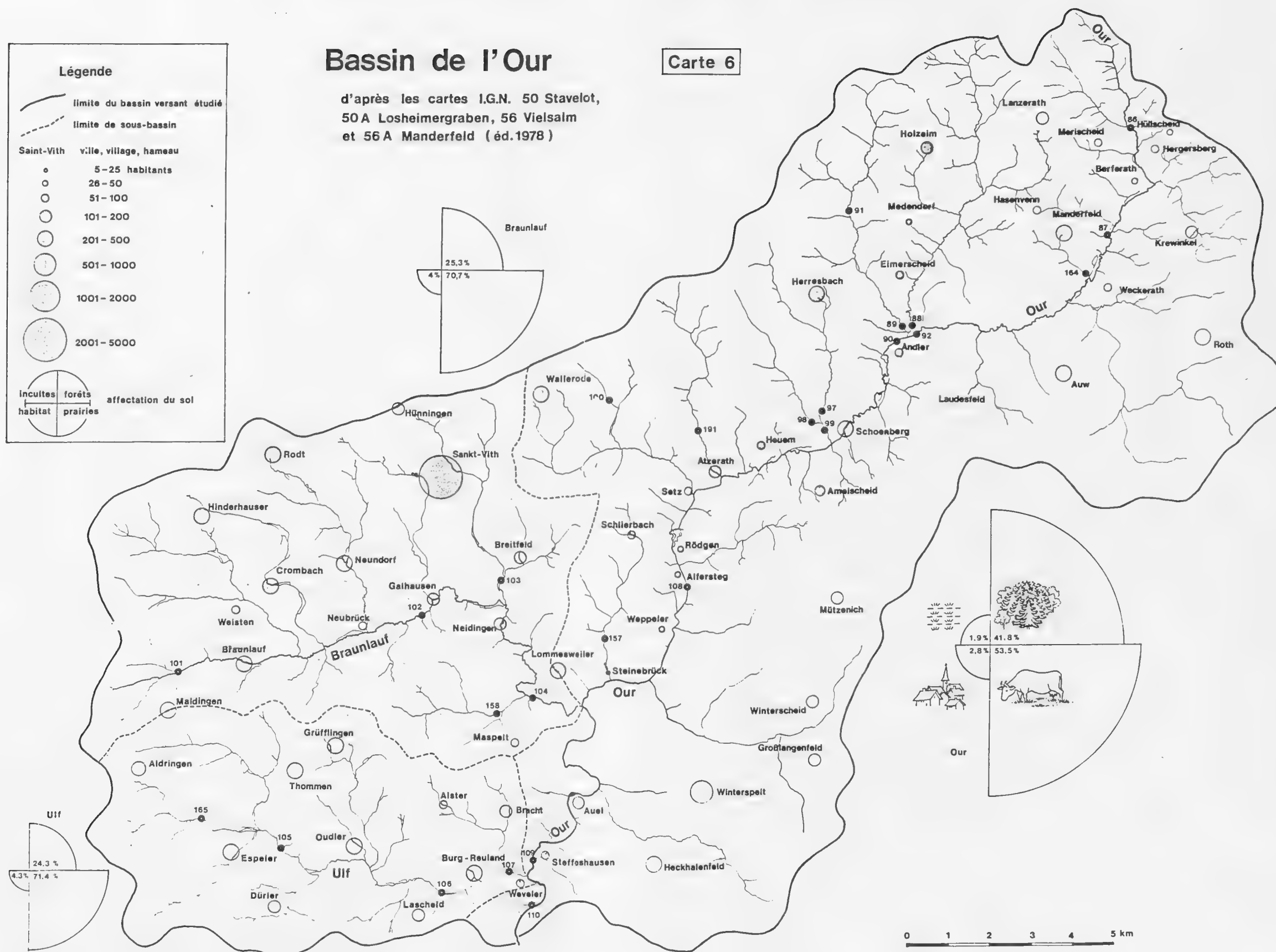
0 1 2 3 4 5 Km



# Bassin de l'Our

Carte 6

d'après les cartes I.G.N. 50 Stavelot,  
 50 A Losheimergraben, 56 Vielsalm  
 et 56 A Manderfeld (éd.1978)



Assemblages de diatomées des rivières du nord du massif Ardennais  
Tableau floristique moyen par station

[illegible]



Tableau 45

Assemblages de diatomées des rivières du nord du massif Ardennais  
Fréquence des taxons dans les blocs de stations

	Bloc A			Bloc B		Bloc C			Bloc D					Total
	A1	A2	A3	B1	B2	C1	C2	C3	D1	D2	D3	D4	D5	
Colonnes	1 A 20	21 A 35	36 A 43	44 A 57	58 A 65	66 A 78	79 A 90	91 A 108	109 A 117	118 A 124	125 A 138	139 A 144	145 A 151	1
<b>Groupe 1</b>														
11E EXIC	V	V	V	V	V	V	V	V	IV	I	II	I	III	V
21E RHOM	IV	IV	V	IV	III	V	IV	IV	.	.	I	.	II	III
31E CURV	IV	IV	III	IV	.	V	V	IV	I	III	I	.	.	III
41P HILS	III	IV	IV	IV	.	V	IV	IV	I	.	.	.	.	III
51P SUBC	I	II	II	IV	I	V	III	IV	II	I	I	.	.	III
61E TENE	II	III	II	III	.	V	IV	II	I	.	I	.	.	II
71P MICR	II	IV	II	III	.	IV	III	II	.	.	.	.	.	II
81FRU R SA	II	III	I	IV	.	III	III	I	.	.	.	.	.	II
91AN SER B	I	II	I	III	I	I	I	I	.	.	.	.	.	I
101A AUST H	I	I	V	V	I	V	III	III	II	.	.	.	.	II
<b>Groupe 2</b>														
111GO ANG	.	.	.	II	III	III	III	III	I	I	I	III	III	II
121CY NAVI	.	I	.	III	I	II	II	II	.	.	.	.	.	I
131HANT A	.	I	I	I	.	IV	I	II	I	.	I	II	I	I
141P BRES D	.	.	.	I	.	IV	III	III	II	.	I	.	.	II
151A SAXO	.	I	.	IV	IV	II	III	II	II	II	.	.	.	II
161SU ROBA	.	II	II	V	IV	V	IV	III	.	.	.	.	.	II
171E PECT M	.	II	.	V	IV	IV	V	V	IV	IV	II	I	.	III
181FRA VI	.	I	II	V	V	III	V	V	IV	V	IV	IV	I	III
191TAB FLO	II	II	III	V	V	V	V	V	IV	V	IV	IV	I	IV
201A MARG	I	I	I	IV	IV	III	V	IV	V	IV	III	.	.	III
211DIA HI M	.	I	.	IV	IV	II	V	V	V	V	V	I	II	III
221NA RHYN	.	I	I	IV	IV	IV	V	V	V	V	V	I	II	III
231MER CI C	.	I	I	IV	IV	V	V	V	IV	III	IV	II	I	III
241SY ULN	.	I	I	IV	IV	III	V	V	V	V	V	V	II	III
251FRA CAP	.	II	.	V	V	V	V	V	V	V	V	IV	I	IV
261A MINU	I	V	III	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V
271GO PARV	I	III	II	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	IV
281CY MIN	I	I	II	IV	IV	V	V	V	V	V	V	IV	V	IV
291NA CRY	.	II	I	V	IV	V	V	V	V	V	V	IV	V	IV
301NI ARCH	.	II	II	V	III	V	V	V	V	V	V	V	V	IV
311A LANC	.	II	II	IV	IV	V	V	V	V	V	V	V	III	IV
321FRA VA	.	I	.	V	IV	IV	V	V	V	V	V	V	.	.
<b>Groupe 3</b>														
331CY SINU	.	.	.	III	II	I	IV	V	V	V	V	V	V	III
341CO PLA E	.	I	I	I	I	I	III	IV	III	IV	V	II	V	II
351FRA RUM	.	.	.	III	I	I	IV	V	V	V	V	II	II	III
361FRU VU	.	I	.	II	II	II	V	IV	IV	IV	IV	II	III	II
371A BIOR	.	.	.	II	II	II	IV	IV	IV	II	III	IV	II	II
381FRA CO V	.	.	.	III	II	III	IV	IV	IV	V	IV	III	I	II
391HANN A	.	I	.	III	III	I	III	III	IV	III	IV	.	.	II
401NA MINI	.	I	II	II	II	V	V	V	V	V	V	V	V	III
411MER CI	.	.	I	I	.	IV	III	V	IV	V	IV	V	IV	III
421SU OVA	.	I	I	I	I	IV	V	IV	V	V	V	I	V	III
431SU ANGU	.	.	.	I	.	IV	IV	V	V	V	V	III	IV	III
441GO ANG P	.	.	I	II	.	IV	V	IV	IV	IV	IV	II	V	III
451NI ACID	.	.	.	II	.	III	III	V	V	IV	V	II	V	II
461NA LANC	.	I	.	.	.	I	III	V	IV	V	V	II	V	III
471NA GREG	.	.	.	I	.	II	IV	V	V	V	V	V	II	II
481NA SAPR	.	.	.	II	.	IV	III	V	V	V	V	V	IV	III
491NA PERM	.	.	I	.	.	IV	II	V	IV	IV	V	V	III	II
501NA TWYM	.	.	.	IV	.	IV	II	V	III	IV	V	IV	III	II
511NI PALEA	.	.	I	I	.	IV	I	IV	III	IV	V	IV	III	II
521NA FRUG	.	.	.	II	.	II	I	IV	IV	IV	III	II	III	II
531NA MINU	.	.	.	I	.	IV	III	IV	IV	IV	III	II	III	II
541NI PUSI	.	.	.	II	.	II	I	IV	I	V	V	IV	I	II
551NI GAND	.	.	.	I	.	I	I	IV	I	III	V	IV	II	II
561MEL VAR	.	.	.	.	.	I	I	III	II	V	V	I	II	II
571NI LINE	.	I	.	I	.	I	II	II	II	III	IV	.	III	II
581CYC MENE	I	.	.	.	.	I	II	III	II	V	IV	.	I	I
591GO OLIV	.	.	.	.	.	.	III	I	II	III	III	II	III	II
601NI DISS	.	.	.	.	.	I	II	IV	III	I	III	I	III	II
611NI ACIC	.	.	.	.	.	I	II	III	III	IV	III	.	I	I
621MEL ITA	.	.	.	II	.	.	III	III	II	II	I	II	I	I
631AST FORM	.	.	.	.	.	I	.	IV	II	II	I	II	I	I
641DIA TE E	.	.	.	I	.	.	.	III	.	I	I	III	.	I
651ST'US HA	.	.	.	.	.	I	I	IV	I	I	I	II	.	I
661MEL DIS	.	.	.	I	.	.	.	III	.	II	.	I	.	I
671NI P'CEA	.	.	.	.	.	.	.	III	I	.	I	I	I	I
681NI SOCI	.	.	.	I	.	.	.	II	I	II	II	II	III	I
691RHOI CUR	.	.	.	.	.	.	.	II	I	.	II	III	.	I
701NA ACCO	.	.	.	.	.	I	.	II	I	.	II	III	.	I

**Assemblages de diatomées des eaux acides à neutres, plus ou moins polluées (blochs C1 et C2, tableau brut)**

numéro de colonne	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	131	132	133	134	135	136	137	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170	171	172	173	174	175	176	177	178	179	180	181	182	183	184	185	186	187	188	189	190	191	192	193	194	195	196	197	198	199	200	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217	218	219	220	221	222	223	224	225	226	227	228	229	230	231	232	233	234	235	236	237	238	239	240	241	242	243	244	245	246	247	248	249	250	251	252	253	254	255	256	257	258	259	260	261	262	263	264	265	266	267	268	269	270	271	272	273	274	275	276	277	278	279	280	281	282	283	284	285	286	287	288	289	290	291	292	293	294	295	296	297	298	299	300	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310	311	312	313	314	315	316	317	318	319	320	321	322	323	324	325	326	327	328	329	330	331	332	333	334	335	336	337	338	339	340	341	342	343	344	345	346	347	348	349	350	351	352	353	354	355	356	357	358	359	360	361	362	363	364	365	366	367	368	369	370	371	372	373	374	375	376	377	378	379	380	381	382	383	384	385	386	387	388	389	390	391	392	393	394	395	396	397	398	399	400	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410	411	412	413	414	415	416	417	418	419	420	421	422	423	424	425	426	427	428	429	430	431	432	433	434	435	436	437	438	439	440	441	442	443	444	445	446	447	448	449	450	451	452	453	454	455	456	457	458	459	460	461	462	463	464	465	466	467	468	469	470	471	472	473	474	475	476	477	478	479	480	481	482	483	484	485	486	487	488	489	490	491	492	493	494	495	496	497	498	499	500	501	502	503	504	505	506	507	508	509	510	511	512	513	514	515	516	517	518	519	520	521	522	523
-------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Assemblages de diatomées des eaux acides à neutres,  
plus ou moins polluées (blocs C1 et C2, tableau reclassé)

[illegible]

Tableau 48

Assemblages de diatomées des eaux neutres polluées  
(bloc C3, tableau brut)

numéro de colonne																
123456789012345678																

Assemblages de diatomées des eaux neutres polluées  
(bloc C3, tableau reclassé)[illegible]

Assemblages de diatomées des eaux neutres  
à faiblement alcalines, polluées (blocs D1 à D4, tableau brut)

[illegible]



Assemblages de diatomées des eaux neutres  
à faiblement alcalines, polluées (blocs D1 à D4, tableau reclassé)

Total :	22211113222222222212223233333322122112222233222322222322222212221222322221112221121211212223222222112212222111111111112111111
	823847664447011251467902981861401467791486994649771700433852815848207731998212162540484575715649495952320549753752137903121118421483341375034287920

**Tableau 52**  
**Assemblages de diatomées**  
**des eaux alcalines (bloc D5)**

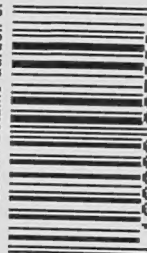
numéro de colonne	1		2	
	1234567890123456789012345			
numéro de station	161	151	79	
numéro de relevé	67677777	6666666666	333333	
	70733333	8889999999	000000	
	39423456	7890123456	7123456	
pH	44455455	5455555555	555555	
alcalinité	44466466	5556555555	566666	
calcium	55566566	6677666776	666666	
magnésium	32434233	5334334442	477777	
nitrates	21403533	15443431422	433433	
phosphates	22002322	02221301200	202012	
<b>Groupe 1</b>				
11E EXIG	6	1	1	21.1..
21E RHOM	2	1		.1....
31E CURV	0			.....
41P HILS	0			.....
51P SUBC	0			.....
61E TENE	0			.....
71P MICR	0			.....
81ERU R SA	0			.....
91AN SER B	0			.....
101A AUST H	0			.....
<b>Groupe 2</b>				
111GO ANG	5	1	11.1	..1....
121CY MAVI	0			.....
131HANT A	0			.....
141P BREB D	1	1		.....
151A SATO	0			.....
161SU ROBA	0			.....
171E PECT M	0			.....
181FRA VI	1	1		.....
191A MARG	0			.....
201DIA HI M	0			.....
211NA RHYN	3	1	1	.....1
221MER CI C	1	1		.....
231SY ULN	11	1	111111	111....
241FRA CAP	1	1		.....
251TAB FLO	1	1		.....
261A MINU	25	21232222	1443322433	3442345
271GO PARV	22	21211111	211111	2112111.11
281CY MIN	13	1	111111	.....1112.11...
291NA CRY	16	1	1111112	.....111211.11.
301NI ARCH	19	11121121	211111	2213.11....
311A LANC	25	21111122	1222211122	1132331
321FRA VA	14	1111211	11221.1.1	.....
<b>Groupe 3</b>				
331CY SINU	23	2	111111111	11111111111111
341CO PLA E	23	11	111111	1112452231113111
351FRA RUH	2	1		.....1.....
361GO ANG P	6	11	1	.....1.....
371ERU VU	5	2	1	.....1.....
381A BIOR	3	1	11	.....
391FRA CO V	1		1	.....
401HANN A	0			.....
411NA MINI	19	1	12112111	111.1111.211.
421MER CI	18	21	112111	1111111121
431SU OVA	14	11111111	11111	111....
441SU ANGU	8	11111.11	1	.....
451NI ACID	3	1		.....
461NA LANC	14	12223223	11111	1.1....
471NA GREG	19	11122222	1111111.111	.....1.
481NA SAFR	5	131	1.1.1	.....
491NA PERM	15	4121221121	111.11	.....
501NA TWYM	8	11.1111	1.1.1	.....
511NI PALEA	4	1	1	.....1.1
521NA FRUG	1			.....1.....
531NA MINU	5	1		.....1.1.1.
541NI PUSI	1			.....
551NI GAND	0			.....
561MEL VAR	8		111112	.....1.1.
571NI LINE	6		1.11	.....1
581CYC MENE	3		1.1	.....
591GO OLIV	0			.....
601NI DISS	4	1	1	.....1.1
611NI ACIC	0			.....
621MEL ITA	0			.....
631AST FORM	1			.....
641DIA TE E	0			.....
651ST'US HA	0			.....
661MEL DIS	0			.....
671NI P'CEA	2		3	.....1
681NI SOCI	0			.....
691RHOI CUR	7		1	.....111.111
701NA ACCO	0			.....
<b>Totaux :</b>				
	21222121	111111	1112111	
	81021949	9542738499	0040896	



National Botanic Garden of BELGIUM, B-1860 Meise (BR)

LIBRARY  
Algae

<sup>2</sup>  
**ALG**  
**997**



0 100200 997008

